

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

JOSÉ LUIZ ROCHA OLIVEIRA

**UTILIZAÇÃO DE FILTROS NO POLIMENTO DE EFLUENTES
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS
SUÍNOS**

**Florianópolis
2008**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

JOSÉ LUIZ ROCHA OLIVEIRA

**UTILIZAÇÃO DE FILTROS NO POLIMENTO DE EFLUENTES
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS
SUÍNOS**

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
da Universidade Federal de Santa Catarina,
como requisito para obtenção do título de
Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa

**Florianópolis
2008**

Oliveira, José Luiz Rocha

Utilização de filtros no polimento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos.

José Luiz Rocha Oliveira – Florianópolis, 2008.

xiii, 99

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Título em inglês: Use of filters for stabilization ponds effluents polishing applied to the piggery waste.

1. Polimento de lagoas de estabilização. 2. Dejetos Suínos. 3. Filtro de Areia. 4. Filtro de Pedras. 5. Reúso.

UTILIZAÇÃO DE FILTROS NO POLIMENTO DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS SUÍNOS

JOSÉ LUIZ ROCHA OLIVEIRA

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tratamento de Águas e Efluentes Domésticos, Industriais e Agropecuários

Aprovado por:

Prof. Waldir Medri, Dr.

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
(Coordenador)

Profª. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra
(Orientadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL

Abril/2008.

*A
minha esposa, Araceli
e meu filho, Lucas*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Paulo Roberto e Márcia, pelo exemplo de vida e de pessoas de bem, e por me apoiarem em todas as etapas da vida, dando o suporte para as escolhas e caminhos percorridos. Ao meu irmão Fábio, pela amizade e apoio. Muito obrigado.

A minha esposa Aracelli, por acompanhar minha trajetória, compartilhar e entender os momentos dedicados à realização do trabalho, e por ser um exemplo de mãe dedicada. Ao meu filho Lucas, que nasceu durante a realização do trabalho, por trazer alegria, motivação e o verdadeiro sentido do amor incondicional. Amo vocês.

A Professora Rejane Helena Ribeiro da Costa, pela orientação, apoio e compreensão das dificuldades superadas na trajetória do trabalho. Foram bons anos de convivência que lembrarei com saudades.

Ao Professor Paulo Belli Filho, pelas considerações e sugestões, pelo apoio na realização do trabalho e relação amistosa.

Ao Eng. Hugo Gosmann, pela coordenação do projeto “Validação de Tecnologias para Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Propriedades” e à EPAGRI, EMBRAPA e MCT/FINEP/FUNCITEC (FAPESC), pelo apoio financeiro.

Ao Sr. Wilibaldo Michels e família, pelo apoio prestado nos trabalhos de campo e por permitir a instalação do sistema de tratamento de dejetos suínos em sua propriedade.

A Iria, ao Rui Macedo e a Flavia Cabral, pelo companheirismo nas viagens semanais à Braço do Norte, tornando o percurso agradável e descontraído.

As bolsistas Janaína, Mariana Bin e Mariana Schmidt, pela ajuda nas análises laboratoriais.

À Dona Eliane e a Arlete, pela convivência sempre agradável e descontraída no laboratório.

Aos todos os amigos e colegas de mestrado, em especial ao Marcos, ao Carlos José e a Deise, por compartilhar da caminhada desde os tempos da graduação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

O trabalho teve como objetivo avaliar a utilização de filtros no polimento de efluentes de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos visando o reúso do efluente do filtro de pedras na irrigação. O filtro de areia (FA) em escala reduzida recebe parte do efluente de uma lagoa facultativa aerada e consiste na passagem dos líquidos afluentes em escoamento horizontal através de leito filtrante em areia grossa. As dimensões do filtro são: 3 m de largura por 6 m de comprimento e 0,50 m de profundidade com 0,10 m de altura de folga. O volume útil é de 7,2 m³ e o meio filtrante é constituído de seixo rolado, em seu primeiro meio metro inicial e último meio metro final, e areia grossa. A vazão média do FA foi de 1,8 m³/d. e a taxa hidráulica aplicada de 0,25 m³/m³.d. O filtro de pedras (FP) em escala real recebe o efluente de uma lagoa de maturação, consiste na passagem dos líquidos afluentes em escoamento horizontal através de leito filtrante de pedregulhos. Suas dimensões são: 7 m de largura por 20 m de comprimento e 0,60 m de profundidade com 0,20 m de altura de folga. O volume útil é de 56 m³ e o meio filtrante é constituído de seixo rolado (material facilmente encontrado na região de formato elíptico) de granulometria variada (30-300 mm). A vazão média do FP foi de 7,6 m³/d. e a taxa hidráulica aplicada de 0,14 m³/m³.d. A partir do monitoramento, verificou-se eficiências medianas de remoção de 13% de DBO_{5t} no FP; 4% de DQO_t no FP, sendo que o FA não obteve remoções de DBO_{5t} e DQO_t; 3% de N-NH₃ no FA e 18% no FP; 6% de NTK no FA e no FP; 63% de SST no FA e 17% no FP; 25% de Clorofila *a* no FA e 36% no FP; 26% de Turbidez no FA e 24% no FP; 19% de Fósforo Total no FA e 22% no FP; 27% de E. Coli no FA e 18% no FP. O efluente da saída do FP obteve classificação C4-S2 e concentração de Sólidos Totais variando de 550-3800 mg/L, sendo não recomendada, a prática de reúso na irrigação.

Palavras-chave: polimento de lagoas de estabilização, dejetos suínos, filtro de areia, filtro de pedras, reúso.

ABSTRACT

This essay has the goal of evaluate the use of filters in effluent polishing of stabilization ponds to the piggery waste treatment aiming for effluent reuse of rock filter in the irrigation. The sand filter (SF) in reduced scale receives effluent part of a facultative aerated pond and consists in crossing of effluents liquids in horizontal draining through filter stream bed in coarse sand. Filter measures were 3 m width for 6 m length and 0,50 m depth with 0,10 m of recess height. The useful volume was 7,2 m³ and the filter way was constituted by rolled pebble, in its first initial half meter and last half meter, and coarse sand. The SF outflow average was 1,8 m³/d and the hydraulic loading rate of 0,25m³/m³.d. The rock filter (RF) in full scale receives the maturation pond effluent wich consists in liquids crossing in horizontal draining throught rocks filter stream bed. The filter measures were 7 m width for 20 m length and 0,6 m depth with 0,2 m of recess height. The useful volume was of 56 m³ and the filter way was constituted by variable size rolled pebble (30-300 mm) wich is easily found in elliptical format area. The system outflow average was of 7,6 m³/d and the hydraulic loading rate was of 0,14 m³/m³.d. From the sample programme were verified a medium removal efficiencie of 13% BOD_{5t} in the RF; 4% of COD_t in the RF. The SF did not get removals of BOD_{5t} and COD_t; 3% of N-NH₃ in SF and 18% in the RF; 6% of TKN in SF and in the RF; 63% of TSS in SF and 17% in the RF; 25% of Chlorophyll *a* in SF and 36% in the RF; 26% of Turbidity in SF and 24% in the RF; 19% of Total Phosphorus in SF and 22% in the RF; 27% of E. Coli in SF and 18% in the RF. The RF out effluent got classification C4-S2 and total solid concentration varying of 550-3800 mg/L being not recommended the reuse practical in the irrigation.

Keywords: polishing of stabilization ponds, piggery waste, sand filter, rock filter, reuse.

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	17
2.1. OBJETIVO GERAL	17
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1. CONSIDERAÇÕES SOBRE A SUINOCULTURA	18
3.1.1. <i>Características dos Dejetos Suínos</i>	20
3.1.2. <i>Técnicas de Tratamento de Dejetos de Suínos</i>	20
3.2. LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS SUÍNOS	22
3.2.1. <i>Características dos efluentes de lagoas aplicadas aos dejetos suínos</i>	23
3.3. POLIMENTO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	26
3.3.1. <i>Filtro de Areia</i>	26
3.3.2. <i>Filtro de Pedras</i>	28
3.4. REÚSO DE EFLUENTES.....	32
3.4.1. <i>Reúso de água para fins agrícolas</i>	33
3.4.2. <i>Requisitos de qualidade da água para reúso</i>	34
3.4.3. <i>Legislação</i>	37
4. METODOLOGIA.....	38
4.1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	38
4.2. DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	39
4.3. FILTRO DE AREIA	41
4.4. FILTRO DE PEDRAS.....	42
4.5. MONITORAMENTO.....	43
4.6. CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO PARA O REÚSO DO EFLUENTE DO FILTRO DE PEDRAS. ..	44

4.7. EXPLORAÇÃO DOS RESULTADOS	46
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
5.1. FILTRO DE AREIA	48
5.1.1. <i>pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido</i>	48
5.1.2. <i>DBO_{5t} e DQOt</i>	49
5.1.3. <i>N-NH₃ e NTK</i>	51
5.1.4. <i>SST, Clorofila a e Turbidez</i>	52
5.1.5. <i>Fósforo Total</i>	55
5.1.6. <i>E. Coli</i>	55
5.2. FILTRO DE PEDRAS	56
5.2.1. <i>pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido</i>	56
5.2.3. <i>N-NH₃ e NTK</i>	60
5.2.4. <i>SST, Clorofila a e Turbidez</i>	60
5.2.5. <i>Fósforo Total</i>	63
5.2.6. <i>E. Coli</i>	64
5.3. DESEMPENHO DOS FILTROS DE AREIA E DE PEDRAS	65
5.4. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DO EFLUENTE DO FILTRO DE PEDRAS.....	67
5.4.1. <i>Condutividade Elétrica (CE)</i>	67
5.4.2. <i>Razão de Adsorção de Sódio (RAS)</i>	67
5.4.3. <i>Riscos de Salinidade e Sodificação</i>	68
6. CONCLUSÕES.....	70
7. RECOMENDAÇÕES.....	72
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
APÊNDICES	82

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	38
FIGURA 2. UNIDADES DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS	40
FIGURA 3. CROQUI DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS.....	41
FIGURA 4. FILTRO DE AREIA (ESCALA REDUZIDA).....	42
FIGURA 5. FILTRO DE PEDRAS (ESCALA REAL)	43
FIGURA 6. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO PARA CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO (SEM ESCALA)	45
FIGURA 7. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE pH (A), TEMPERATURA (B) E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (C) DO FILTRO DE AREIA.....	48
FIGURA 8. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE DBO ₅ T (A) E DQOT (B) DO FILTRO DE AREIA.....	50
FIGURA 9. CORRELAÇÃO ENTRE CARGA APLICADA DE DBO ₅ T (G/M ³ .DIA) E CONCENTRAÇÃO DE DBO ₅ T (G/M ³) DA SFA.....	50
FIGURA 10. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE N-NH ₃ (A) E NTK (B) DO FILTRO DE AREIA.....	52
FIGURA 11. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE SST (A), CLOROFILA A (B) E TURBIDEZ (C) DO FILTRO DE AREIA.....	52
FIGURA 12. CORRELAÇÃO ENTRE CARGA APLICADA DE CLOROFILA A (MG/M ³ .DIA) E CARGA REMOVIDA DE CLOROFILA A (MG/M ³ .DIA) NO FILTRO DE AREIA.....	54
FIGURA 13. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE FÓSFORO TOTAL DO FILTRO DE AREIA.	55
FIGURA 14. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE E. COLI DO FILTRO DE AREIA.....	55
FIGURA 15. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE pH (A), TEMPERATURA (B) E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (C) DO FILTRO DE PEDRAS.....	57
FIGURA 16. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE DBO ₅ T (A) E DQOT (B) DO FILTRO DE PEDRAS.....	58
FIGURA 17. CORRELAÇÃO ENTRE CARGA APLICADA DE DBO ₅ T (G/M ³ .DIA) E CONCENTRAÇÃO DE DBO ₅ T (G/M ³) DA SFP.....	59
FIGURA 18. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE N-NH ₃ (A) E NTK (B) DO FILTRO DE PEDRAS.....	60

FIGURA 19. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE SST (A), CLOROFILA <i>A</i> (B) E TURBIDEZ (C) DO FILTRO DE PEDRAS.....	61
FIGURA 20. CORRELAÇÃO ENTRE CARGA APLICADA DE CLOROFILA <i>A</i> (MG/M ³ .DIA) E CARGA REMOVIDA DE CLOROFILA <i>A</i> (MG/M ³ .DIA) NO FILTRO DE PEDRAS.	62
FIGURA 21. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE FÓSFORO TOTAL DO FILTRO DE PEDRAS	63
FIGURA 22. DIAGRAMAS DE CAIXA DOS DADOS DE E. COLI DO FILTRO DE PEDRAS	64
FIGURA 23. VALORES MEDIANOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO NOS FILTROS.	65

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. VALORES MÉDIOS, EM MG/L, DAS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES ÀS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO ESTUDADAS POR MEDRI (1997).....	24
TABELA 2. VALORES MÉDIOS DAS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES ÀS LAGOAS ESTUDADAS POR BARTHEL (2007).	24
TABELA 3. VALORES MÉDIOS DAS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES ÀS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO ESTUDADAS POR ARAÚJO (2007).....	25
TABELA 4. CARACTERÍSTICAS DE PROJETO DOS SISTEMAS DE LAGOAS FACULTATIVAS SEGUIDAS DE FILTRO INTERMITENTE DE AREIA (RICH E WAHLBERG, 1990).....	27
TABELA 5. PARÂMETROS DE PROJETO DE FILTROS DE PEDRAS	29
TABELA 6. EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE ALGUNS PARÂMETROS DO PRIMEIRO PERÍODO DO EXPERIMENTO (SAIDAM ET AL, 1995).	30
TABELA 7. LIMITES RECOMENDADOS DE ALGUNS CONSTITUINTES PARA ÁGUAS DE REÚSO PARA IRRIGAÇÃO AGRÍCOLA.	36
TABELA 8. VALORES DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO RECOMENDADOS EM VÁRIOS PAÍSES.	37
TABELA 9. MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS	44
TABELA 10. VALORES MEDIANOS DOS PARÂMETROS AVALIADOS NOS FILTROS.	65
TABELA 11. VALORES DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) PARA A SFP	67
TABELA 12. VALORES DE CA, MG E NA PARA A SFP	67
TABELA 13. VALORES DE RAS PARA A SFP	68

1. INTRODUÇÃO

A escassez de água é um dos principais problemas enfrentados pelo mundo atualmente. Além disso, a poluição dos rios piora as perspectivas quanto à disponibilidade desse recurso natural. No estado de Santa Catarina não é diferente. A poluição das águas é um fato consumado e uma das principais atividades responsáveis por esse quadro é a suinocultura.

Em nível nacional ou estadual, a suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro, por ser predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para o desenvolvimento de lavouras extensivas. Além de gerar renda, alimento e emprego, a suinocultura constitui-se, portanto, num excelente instrumento de fixação do homem no campo (MEDRI, 1997).

O desenvolvimento da atividade no Estado infelizmente está associado à baixa qualidade ambiental das propriedades produtoras, devido ao destino de seus dejetos, onde apenas 15% contam com algum tipo de manejo adequado (BELLI FILHO et al, 2001). Soma-se ainda, a grande quantidade de água utilizada em algumas propriedades, onde o manejo dos dejetos na limpeza das unidades produtoras é feito por diluição com água, apresentando um cenário insustentável frente à crescente demanda pelo uso dos recursos hídricos. Igualmente, a diminuição das precipitações mensais que vem ocorrendo em algumas épocas do ano, com valores abaixo da média histórica, confirma um cenário de estiagem e escassez de água, facilmente observados pela redução da disponibilidade hídrica. Para o meio rural, esta situação pode inviabilizar as atividades agrícolas de plantio de algumas culturas que fornecem matéria prima para a nutrição dos animais.

Assim como em todo mundo, cresce no Brasil a consciência em torno da importância do uso racional da água, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e da introdução definitiva da reciclagem da água na agenda nacional. No entanto, pouco ou quase nada se tem registrado sobre a utilização direta de efluentes, tratados ou não, o que não significa que esta não ocorra de forma indiscriminada e sem controle. De fato, o reúso de efluentes é praticado no País, o que torna premente a necessidade de pesquisas e ações na direção da utilização controlada, incluindo sua

regulamentação.

Em 1958, o Conselho Econômico e Social das Nações Unidas estabeleceu uma política de gestão para áreas carentes de recursos hídricos que adota o seguinte conceito: *“a não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior”* (UNITED NATIONS, 1958). As águas de qualidade inferior, tais como esgotos, devem, sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos. O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas fontes é hoje, junto com a melhoria da eficiência do uso e controle da demanda, a estratégia básica para a solução do problema da falta universal de água (BRAGA et al, 2002)

A qualidade da água utilizada e o objeto específico de reúso estabelecerão os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados e os custos de capital e de operação e manutenção. As possibilidades e maneiras de reúso dependem, evidentemente, de características, condições e fatores locais, tais como decisão política, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais (BRAGA et al, 2002).

O Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da UFSC, desde 1995, vem desenvolvendo pesquisas sobre o tratamento e manejo de dejetos suínos (COSTA et al., 1995, BELLI FILHO et al., 2001), através de parcerias com EMBRAPA – Suínos e Aves, EPAGRI, Associação Catarinense de Criadores de Suínos e outros. Os principais temas abordados foram: armazenamento e valorização de dejetos; aplicação de dejetos para fertilização de solos; processos de tratamento anaeróbio (reatores UASB, lagoas, biodigestores) e aeróbio (biofiltros, lagoas); camas de suínos, compostagem e qualidade microbiológica do composto; avaliação de incômodos olfativos e gestão do uso da água. Nesse período já foram defendidos mais de 20 trabalhos incluindo-se teses de doutorado, dissertações de mestrado e trabalhos de conclusão de curso (TCC), com a publicação de artigos em periódicos e congressos científicos (BELLI Fº et al., 2001; COSTA et al., 2000a, b, 2003, 2006).

Os sistemas de tratamento de dejetos suínos, compostos por lagoas, apresentam resultados que indicam a potencialidade de aplicação desta tecnologia para o tratamento desses dejetos e apontam para a necessidade de otimização dos parâmetros de projeto, de forma a reduzir as dimensões das lagoas e garantir o desempenho hidrodinâmico nas

unidades (MEDRI, 1997; ZANOTELLI, 2002). Os efluentes produzidos nessas lagoas caracterizam-se pela alta produção algal, medidas indiretamente pelos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST) e Clorofila *a*, os quais necessitam serem removidos antes de lançados nos corpos hídricos, uma vez que podem acarretar no aumento do consumo de oxigênio no processo de autodepuração natural e, em consequência, na alteração das condições de vida aquática.

Verificou-se, no entanto, uma lacuna quanto à realização de estudos detalhados sobre o polimento desses efluentes, procurando parâmetros que permitam aos engenheiros projetar adequadamente unidades de tratamento que produzam um efluente com as características dentro dos padrões de lançamento recomendados pela legislação ambiental (CONAMA 357/2005) ou possam ser reutilizados nas propriedades suinícolas.

O polimento de efluentes de lagoas de estabilização pode ser empregado na tentativa de minimizar os impactos causados pelo seu lançamento diretamente nos mananciais e para o reúso do efluente na propriedade, fechando assim, de forma ecologicamente correta, o sistema produtivo. Nesse contexto, a filtração, seja em meio granular fino (areia) ou grosseiro (pedras), para polimento de efluentes de lagoas facultativas ou lagoas de maturação, constitui-se em técnica perfeitamente aplicável, como solução para essa problemática ambiental.

O presente trabalho faz parte do Projeto Validação de Tecnologias para Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Propriedades, formado por uma rede de Cooperativas envolvendo a EPAGRI, a EMBRAPA, a UFSC e a UNOESC.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo geral avaliar o polimento de efluentes de sistema de lagoas de estabilização, aplicadas aos dejetos suínos, utilizando filtro de areia e filtro de pedras.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência do filtro de areia no polimento de efluente de lagoa facultativa aerada aplicada aos dejetos suínos;
- Avaliar a eficiência do filtro de pedras no polimento de efluentes de lagoa de maturação aplicada aos dejetos suínos;
- Avaliar a potencialidade de reúso do efluente do filtro de pedras na irrigação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Considerações Sobre a Suinocultura

A suinocultura em nível nacional ou estadual é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro, por ser predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para o desenvolvimento de lavouras extensivas. Além de gerar renda, alimento e emprego, a suinocultura constitui-se, portanto, num excelente instrumento de fixação do homem no campo (MEDRI, 1997).

A evolução da suinocultura no Brasil se confunde com a do Sul do País, particularmente com o estado de Santa Catarina, mais especificamente a região oeste do estado. Segundo Silva (1996), a colonização nesta região foi intensificada a partir da década de 1940 e apesar de ser recente, se comparada com outras regiões do Brasil, detém atualmente o maior complexo agro-industrial brasileiro associado à produção de suínos e aves.

Santa Catarina abriga as cinco maiores empresas do Brasil que concentram a produção de suínos. Elas detêm mais de 60% dos abates e 70% dos negócios do setor do país. A suinocultura é responsável por mais ou menos 65 mil empregos diretos e mais de 140 mil indiretos (OLIVEIRA, 2002).

Dados do Censo Agropecuário do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) do ano 2006 mostram que o Brasil tem cerca de 32 milhões de suínos, sendo 17,3 milhões na Região Sul, onde Santa Catarina é responsável por um rebanho estimado de 6,5 milhões de animais (IBGE, 2006).

Os dejetos de suínos, até a década de 70, não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorvê-lo (OLIVEIRA, 1997). Após a década de 70 o manejo ineficiente dos efluentes e a prática de lançar dejetos de forma indiscriminada na natureza trouxeram sérios riscos ambientais, a exemplo da contaminação do solo por nitratos e minerais, dos mananciais de água e o elevado potencial de eutrofização dos corpos d'água superficiais. Pode-se citar ainda, a contaminação do ar, o mau cheiro e a alta concentração da amônia (GOSMANN, 1997).

A suinocultura no Brasil, nas últimas décadas, vem sofrendo alterações na sua estrutura organizacional por meio da especialização e na busca de economias de escala. O sistema emprega tecnologias de ponta através de modernas técnicas de produção no que se refere ao melhoramento genético, à alimentação e à sanidade dos rebanhos. Adota o sistema de criação intensiva e de forma concentrada. Toda essa estratégia visa atender principalmente ao mercado externo (OLIVEIRA, 2002).

Para o mesmo autor, em Santa Catarina, na década de 90, a evolução da suinocultura foi superior ao que aconteceu nas décadas de 70 e 80, tomando como referência às trocas de conceitos na base de explorações familiares para explorações familiares de cunho empresarial. Uma das conseqüências foi o aumento da produção e a redução no número de propriedades.

A suinocultura catarinense possui alto nível tecnológico, equipamentos, alimentação, manejo e genética. No entanto, os sistemas de produção implantados principalmente na região oeste integrados a empresas, são os responsáveis pelo aumento da escala de produção, maior concentração de dejetos por unidade de área e pelo condicionamento, manejo e tratamento inadequado dos dejetos na forma líquida (DALAVÉQUIA, 2000).

Neste sentido, a criação de suínos em grande escala industrial trouxe como conseqüência a intensa produção de dejetos nas propriedades rurais, os quais são altamente poluentes e causadores de degradação ambiental (OLIVEIRA et al, 1993). Infelizmente, a evolução dos sistemas de confinamento dos animais, adotados pelos suinocultores catarinenses a partir da década de 60, produz elevadas quantidades de resíduos orgânicos através do uso da água para a higienização das baias (MEDRI, 1997).

O uso d'água tem por finalidade diluir a concentração das fezes e urinas produzidas recentemente e tratá-las como resíduos líquidos, tornando seus manejos mais fáceis. O manejo correto e o tratamento dos dejetos dependem da sua constituição e composição, sendo primordial conhecer e caracterizar o efluente, e dessa forma pode-se escolher e propor diferentes técnicas de manejo e tratamento.

3.1.1. Características dos Dejetos Suínos

Os dejetos de suínos podem estar sob diferentes formas: sólida, líquida ou pastosa, variando em concentração de acordo com o tipo de produção suína e manejo dos dejetos. Torna-se, portanto, inviável a apresentação de um padrão válido em qualquer situação (OLIVEIRA, 2002; ARAÚJO, 2007; BARTHEL, 2007).

A suinocultura operacionalizada na forma de confinamento gera como efluente um resíduo com elevadas concentrações orgânicas, resultante dos excrementos sólidos e líquidos dos animais, que somados a água utilizada para a lavagem das instalações e demais impurezas, formam como produto um material líquido de cor escura e odor desagradável (KONZEN, 1980, citado por Silva, 1996).

Para Sevrin-Reyssac et al. (1995), a composição dos dejetos resulta da mistura das dejeções e águas de limpeza, com matérias secas em suspensão, rico em elementos fertilizantes.

Para Cheverry et al. (1986, apud BEZERRA, 2002), define-se como dejetos a mistura integral de fezes, urina, água residual, sobra de ração e pelos. Frequentemente, tendo em vista a alimentação, o manejo e o sistema de coleta, os elementos orgânicos e minerais excretados serão mais ou menos diluídos e a quantidade de dejetos mais ou menos importante.

De acordo com os citados autores, de maneira geral, os dejetos de suínos são compostos pelos mesmos constituintes. Entretanto, as variações quantitativas e qualitativas dos dejetos produzidos, estão basicamente associadas ao sistema de manejo utilizado, onde o volume de efluente e sua composição química dependem de inúmeros fatores.

3.1.2. Técnicas de Tratamento de Dejetos de Suínos

Entre as diversas técnicas de tratamento de dejetos de suínos uma das mais utilizadas é a lagoa de estabilização. Embora necessite de áreas razoavelmente consideráveis, esse tipo de tratamento apresenta baixo custo e simplicidade operacional, adaptando-se a realidade da suinocultura.

Muitos pesquisadores desenvolveram experimentos e técnicas para tratar esses efluentes, sendo que, a tecnologia de sistema de lagoas de estabilização precedidas por um tratamento preliminar é uma das mais empregadas. A seguir são apresentadas referências de pesquisas sobre sistemas de lagoas para tratamento de dejetos suínos, realizadas em Santa Catarina, pela UFSC/PPGEA em parceria com a EMBRAPA, Suínos e Aves e EPAGRI.

- Oliveira et al (1995) realizaram pesquisas avaliando um sistema de tratamento em escala real constituído, em seqüência, por um tanque equalizador, peneira vibratória, decantador e cinco lagoas anaeróbias.
- Costa et al (1995) verificaram preliminarmente o uso de um sistema de lagoas em escala real, constituído em seqüência de: tanque de homogeneização, peneira, filtro, duas lagoas anaeróbias, duas lagoas facultativas e duas lagoas de aguapés. Os resultados obtidos mostraram a importância do processo de separação de fases para as etapas subseqüentes do tratamento.
- Costa et al (1996) avaliaram o tratamento preliminar para os dejetos de suínos utilizando bioesterqueira, decantador de palhetas, decantador cônico, peneira-filtro prensa e peneira vibratória.
- Silva (1996), trabalhando com o tratamento secundário dos dejetos, avaliou o desempenho de uma lagoa de alta taxa de degradação em batelada, após tratamento primário com um decantador de palhetas e duas lagoas anaeróbias em série.
- Costa et al (2000a, 2003) estudaram lagoas de aguapés como tratamento terciário de dejetos de suínos.
- A modelagem e a otimização de sistemas de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos, composto por: equalizador, decantador de palhetas, duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa/aerada ou com chicanas e uma lagoa de aguapé, foram estudadas por Medri (1997) e Zanotelli (2002).
- Cazzaré (2000) trabalhou com três séries de duas lagoas anaeróbias, testando diferentes tempos de detenção hidráulica.
- Dalavéquia (2000) testou 3 sistemas de lagoas de estabilização em série, precedidos de um tanque equalizador e um decantador de palhetas.
- Oliveira (2002) avaliou dois sistemas de tratamento, compreendendo tratamento preliminar (decantador de palhetas), primário (duas lagoas anaeróbias em série),

secundário (lagoa da alta taxa de degradação/sistema 1 e lagoa aerada/sistema 2) e terciário (lagoa de maturação).

- Sistemas de tratamento aplicados à pequena propriedade suínolas, compostos por lagoas de armazenamento e biodigestor, foram avaliados por Henn et al. (2005) e Monteiro (2005).
- Barthel (2007) estudou a dinâmica planctônica em lagoa secundária (Alta Taxa Algal) e lagoas terciárias (Aguapés e Maturação).
- Araújo (2007) avaliou uma lagoa facultativa aerada e uma lagoa de maturação em série, em escala real, precedidas de tratamento anaeróbio por lagoa anaeróbia e reator UASB, os quais constituíram unidades pesquisadas por Macedo (2007).

3.2. Lagoas de Estabilização Aplicadas aos Dejetos Suínos

O tratamento por lagoas de estabilização baseia-se na capacidade de reciclagem dos elementos em um corpo lântico, ocorrendo naturalmente por meio de processos físicos, químicos, biológicos e bioquímicos que são regulados por fatores ambientais, especialmente a temperatura e a intensidade de luz solar (VON SPERLING, 1996).

Existem muitas variantes dos sistemas lagoas de estabilização, com diferentes níveis operacionais, requisitos energéticos e de área. Na grande maioria dos casos, tem-se uma combinação em série de diferentes tipos de lagoas, destacando-se: lagoas facultativas primárias seguidas de facultativas secundárias; lagoas anaeróbias seguidas por facultativas; lagoas de decantação seguidas por lagoas aeradas e lagoas de maturação; lagoas anaeróbias seguidas de facultativas e de maturação (MARA & PEARSON, 1986).

Nas lagoas de estabilização, as bactérias são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos, entretanto, as algas também exercem papel fundamental, sendo sua principal função a produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição da matéria orgânica. Outro papel fundamental desempenhado pelas algas é a remoção de nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono) para satisfazer suas necessidades nutricionais (OSWALD, 1988).

Como efeito indireto proporcionado pelas algas, destaca-se o consumo de dióxido de carbono, subproduto da respiração das bactérias heterotróficas, e também

proveniente dos bicarbonatos do próprio meio líquido, que modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato. Em consequência da formação dos íons hidróxidos OH^- , eleva o pH do líquido, cujos valores variam entre 8 e 11 (UEHARA e VIDAL, 1989). O elevado pH das lagoas favorece a redução do número de bactérias patogênicas, a precipitação dos fosfatos de cálcio e a volatilização da amônia (PICOT et al, 2005).

Os estudos com sistemas de lagoas para dejetos suínos, efetuados pela UFSC/PPGEA em parceria com a EMBRAPA, Suínos e Aves e EPAGRI, citados anteriormente, mostraram que essa tecnologia é viável para este tipo de despejo. Dentre esses se destaca o estudo de Araújo (2007), que avaliou lagoas de estabilização em escala real aplicadas ao tratamento dos dejetos de suínos. Os resultados mostraram boa remoção de matéria orgânica e perdas de amônia por volatilização. Por se tratar de lagoas em escala real, a validação da tecnologia foi comprovada e pode ser aplicável a realidade das condições técnicas em que a suinocultura se encontra, dispensando grandes cuidados operacionais.

3.2.1. Características dos efluentes de lagoas aplicadas aos dejetos suínos

Os efluentes das lagoas de estabilização, seja para o tratamento de efluentes domésticos ou da suinocultura, são caracterizados pela alta concentração de algas e sólidos suspensos. Para ilustrar a problemática associada ao lançamento dos efluentes desse processo de tratamento, nas Tabelas 1 a 3 são apresentados resultados em termos de concentrações de saída de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos referentes a estudos realizados em Santa Catarina (UFSC/EMBRAPA/EPAGRI).

Tabela 1. Valores médios, em mg/L, das concentrações efluentes às lagoas de estabilização estudadas por Medri (1997).

Parâmetros	Sistema 1 ⁽¹⁾		Sistema 2 ⁽²⁾	
	Lagoa Facultativa	Lagoa Aerada	Lagoa Facultativa 2	Lagoa de Maturação
DBO ₅	454	1025	750	875
DQO	844	2405	1907	1235
ST	2512	3879	2886	2552
SF	1498	1912	1613	1472
SV	1014	1967	1274	1049
N _T	420	862	693	558
P _T	56	77	48	38

Fonte: Adaptado de MEDRI (1997)

- (1) Lagoa facultativa precedida de decantador de palhetas e duas lagoas anaeróbias.
 (2) Lagoas em série precedidas de peneira e duas lagoas anaeróbias.

Tabela 2. Valores médios das concentrações efluentes às lagoas estudadas por Barthel (2007).

Parâmetros	Sistema 1 ⁽¹⁾		Sistema 2 ⁽²⁾
	Lagoa Maturação 1	Lagoa Maturação 2	Lagoa de Aguapés
DBO ₅ solúvel (mg/L)	30	50	60
DQOtotal (mg/L)	450	430	300
N-NH ₄ (mg/L)	40	20	30
P _T (mg/L)	8	8	6
SS (mg/L)	85	90	80
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	1700	1500	1200

Fonte: Adaptado de BARTHEL (2007)

- (1) Lagoas precedidas de decantador, duas lagoas anaeróbias e uma lagoa de alta taxa.
 (2) Lagoa precedida de decantador, duas lagoas anaeróbias, uma lagoas de alta taxa e uma lagoa de maturação.

Tabela 3. Valores médios das concentrações efluentes às lagoas de estabilização estudadas por Araújo (2007).

Parâmetros	Lagoa Facultativa Aerada	Lagoa de Maturação
ST (mg/L)	1.858	1.297
SS (mg/L)	1.578	1.013
DBO ₅ (mg/L)	336	253
DBO ₅ Solúvel (mg/L)	216	146
DQO Total (mg/L)	702	632
DQO Solúvel (mg/L)	617	383
P-PO ₄ (mg/L)	87	57
NTK (mg/L)	483	215
N-NH ₃ (mg /L)	349	134
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	316	583

Fonte: Adaptado de ARAÚJO (2007).

A tecnologia de tratamento de dejetos de suínos por lagoas de estabilização é muito utilizada, porém, esse tipo de tratamento tem como característica a elevada formação de algas (sólidos suspensos) devido às condições construtivas (geralmente com profundidades entre 0,5 e 3,0 m) que favorecem a penetração da luz no meio líquido aumentando o desenvolvimento da biomassa algal. Conforme apresentado nas Tabelas 1, 2 e 3, as concentrações efluentes das lagoas, embora sofram reduções significativas se comparadas com o dejetos bruto, ainda apresentam elevados valores, diante disso, faz-se necessário o polimento dos efluentes advindos desses sistemas de tratamento, visando principalmente à remoção das algas e sólidos suspensos antes do lançamento nos corpos hídricos, para que possam atender às exigências da Legislação Ambiental (Res. CONAMA 357/2005) ou o reúso na propriedade produtora.

3.3. Polimento de Lagoas de Estabilização

Os sistemas de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização caracterizam-se pela alta produção algal medidas indiretamente pelos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST) e Clorofila *a*, os quais necessitam serem removidos antes de lançados nos corpos hídricos, uma vez que podem acarretar no aumento do consumo de oxigênio no processo de autodepuração natural e em consequência na alteração das condições de vida aquática.

O polimento de efluentes de lagoas de estabilização pode ser empregado na tentativa de minimizar os impactos causados pelo seu lançamento diretamente nos mananciais. Dessa forma, o emprego de filtros, seja de meio granular fino (areia) ou grosseiro (pedras), para polimento de efluentes de lagoas facultativas ou lagoas de maturação constituem-se em técnicas perfeitamente aplicáveis, como solução para essa problemática ambiental associada à utilização de sistemas de lagoas de estabilização.

3.3.1. Filtro de Areia

O desempenho de filtros intermitentes de areia está diretamente relacionado ao tamanho efetivo da areia e da taxa hidráulica aplicada. Areias com tamanhos efetivos de 0,37 mm ou menores e taxa hidráulica de $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, podem obter efluentes de esgotos domésticos com concentrações de DBOs e SST inferiores a 15 mg/L (TRUAX e SHINDALA, 1994).

O trabalho de Melcer *et al.* (1995), utilizando um sistema em escala real de filtro intermitente de areia para o polimento de lagoa aerada tratando esgoto doméstico, onde a taxa superficial aplicada no filtro foi de $3,24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e os parâmetros DBOs, SST e NTK, apresentaram concentrações afluentes de 12, 16 e 19 mg/L, respectivamente, mostrou bom desempenho com efluente final apresentando valores menores que 2 mg/L para esses parâmetros.

A qualidade do efluente é quase sempre em função da graduação da areia utilizada na camada filtrante. Quando se requer DBO e SS abaixo de 30 mg/L, um único filtro com areia média pode produzir um bom funcionamento do filtro. Se um efluente de melhor qualidade é necessário, um sistema de filtração em duas etapas deve ser

usado, com areia fina na segunda etapa (MIDDLEBROOKS, 1995). Segundo esse autor, as taxas hidráulicas para um único filtro variam de 0,37 a 0,56 m³/m².dia. Se a concentração de SS da entrada do filtro exceder 50 mg/L, a taxa hidráulica aplicada deve ser reduzida para 0,19 a 0,37 m³/m².dia para melhorar o funcionamento do filtro.

Rich e Wahlberg (1990) avaliaram cinco sistemas de lagoas facultativas seguidas de filtro intermitente de areia, localizados na Carolina do Sul e na Georgia, nos Estados Unidos da América. Um resumo das características de projeto dos sistemas estudados é apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Características de projeto dos sistemas de lagoas facultativas seguidas de filtro intermitente de areia (Rich e Wahlberg, 1990)

Vazão de Projeto (m³/dia)	% da Vazão atual em relação a de projeto	Tempo de detenção hidráulica do sistema (dias*)	Taxa aplicada no filtro de areia (m³/m².dia*)
303	56	93	0,03
303	79	70	0,37
568	48	59	0,47
378	66	52	0,37
568	37	55	0,31

Fonte: Adaptado, Rich e Wahlberg (1990)

* Baseado na vazão de projeto

Na prática, a taxa hidráulica e a carga de DBO₅ aplicadas para filtros lentos de areia são variáveis de 0,001-0,1 m³/m².dia e 5-20 g DBO₅/m².dia, respectivamente. Nessas condições pode-se esperar eficiências de tratamento de 90% de DQO, 95% de DBO₅, 30% de Nitrogênio Total, 40% de Fósforo Total e 99-99,99% (2-3 unidades log) de Coliformes Fecais (VAN BUUREN et al, 1999).

A colmatção biológica da camada filtrante é um problema freqüente. A obstrução causada pela colmatção das camadas superiores do filtro de areia aumenta o tempo médio de retenção no filtro e reduz a área eficaz disponível para a infiltração do efluente. A obstrução da camada da superfície do filtro pode ocorrer devido a várias causas. A acumulação de microrganismos na superfície formando um biofilme é atribuída como a principal causa da obstrução dessa camada. Nesse processo, os

polímeros extracelulares hidratados se acumulam nas camadas superiores do meio filtrante e causam a redução da permeabilidade (HEALY et al, 2007)

A carga orgânica e de Sólidos Suspensos aplicadas têm um efeito significativo no entupimento e no desempenho do filtro. A USEPA (1980) recomenda que a carga orgânica aplicada não exceda a 22 g DBO₅/m².dia e a taxa hidráulica aplicada seja de 40 – 80 L/m².dia

Vários estudos têm investigado o desempenho de filtro de areia variando as cargas aplicadas, com a finalidade de quantificar a máxima carga orgânica e de Sólidos em Suspensão a serem aplicadas no filtro buscando o melhor desempenho (Nichols and Abboud, 1995; Darbyet al., 1996, apud HEALY et al, 2007).

Filtros de areia têm sido usados como um método alternativo para o tratamento de efluentes agrícolas, entretanto a taxa hidráulica aplicada limita sua capacidade. A deposição de partículas nos poros dos espaços vazios reduz a condutividade hidráulica e problemas de colmatção podem ocorrer. Martinez (1970) desenvolveu um processo em um sistema de tratamento isolado usado para o tratamento de dejetos suínos. Entretanto, a aplicação prática do processo é limitada a uma baixa taxa hidráulica aplicada de aproximadamente 1,3 L/m².dia.

3.3.2. Filtro de Pedras

O polimento dos efluentes das lagoas de estabilização pode ser realizado por filtro de pedras de diferentes configurações hidráulicas e granulométricas dos meios filtrantes (JOHNSON & MARA, 2002).

Segundo Saidam *et al* (1995), os filtros de pedras clássicos (escoamento horizontal), aplicados no polimento de efluentes de lagoas para esgotos domésticos, adotam como parâmetros de dimensionamento uma carga aplicada de sólidos em suspensão em torno de 0,044 Kg SS/m³.dia e taxas hidráulicas variando de 0,30 a 0,50 m³/m³.dia, podendo atingir reduções de 60% para SS e para a demanda química de oxigênio (DQO).

O funcionamento do filtro de pedras ocorre pela passagem do efluente da lagoa através de uma camada porosa submersa de rocha, fazendo com que a rocha dificulte a passagem das algas e o líquido passa através dos espaços vazios entre as rochas. As

algas acumuladas são degradadas biologicamente (MIDDLEBROOKS, 1995). Os filtros podem ter escoamento vertical ou horizontal.

Relatos desse autor mostram que as principais vantagens dos filtros de pedra são os custos de construção relativamente baixos e a operação simples. Problemas de maus odores podem ocorrer, e a vida útil dos filtros e os procedimentos de limpeza ainda não foram estabelecidos. Entretanto, diversas unidades foram operadas com sucesso por 10 a 19 anos. Parâmetros de projeto usados em diversos locais nos Estados Unidos são mostrados na Tabela 5. Os sistemas mais bem sucedidos têm projetos similares ao sistema de filtro de pedras de Veneta, Oregon. Nele, a distribuição do líquido afluente é feita por um tubo colocado na metade do comprimento e no fundo da camada de rochas, dessa forma o líquido escoar de forma ascendente através da camada filtrante sendo captado por canaletas nos taludes, colocadas em toda a dimensão da largura do filtro.

Tabela 5. Parâmetros de projeto de filtros de pedras

Parâmetro	Veneta, OR	West Monroe, LA	Illinois	Eudora, KS	Califórnia, MO
Taxa Hidráulica aplicada (m ³ /m ³ .dia)	0,3	0,36	0,8	0,4 (inverno e primavera) Elevada para 1,2 no verão.	0,4
Pedras (cm)	7,5-20	5-13	8-15 (sem pedras pequenas)	2,5	6-13
Aeração	Não	Não	Pós-aeração	Não	Não
Espessura da camada filtrante (m)	2	1,8	As pedras devem ficar 0,3 m acima da superfície da água.	1,5	1,68
Desinfecção	Sim	Sim	Cloração depois da pós-aeração	Não Aplicável	Sim

Fonte: Adaptado, Middlebrooks (1995)

Saidam et al (1995) utilizaram três sistemas de filtros de pedras piloto, sendo cada um deles composto de dois filtros de fluxo horizontal descendente de formato retangular em planta, com seção trapezoidal. O primeiro sistema era composto de um filtro com pedras de diâmetro de 10 a 25 cm, seguido de outro filtro com cascalho (com diâmetro variando de 3 a 23 cm). O segundo sistema era composto de um filtro de

pedras igual ao do primeiro sistema, seguido de um filtro de agregado grosseiro de diâmetro de 0,95 a 2,5 cm. O terceiro sistema era constituído de um filtro de cascalho igual ao do primeiro sistema, seguido de outro filtro com agregado médio de diâmetro variando de 0,475 a 1,27 cm. Todos os sistemas receberam o efluente de três sistemas paralelos de lagoas de estabilização em série composto por duas lagoas anaeróbias, quatro lagoas facultativas e quatro lagoas de maturação. No estudo foram testados quatro diferentes períodos com diferentes vazões e concentrações afluentes aos sistemas. Os melhores resultados foram obtidos no primeiro período do experimento, onde a taxa hidráulica aplicada variou de 0,274 a 0,498 m³/m³.dia e a concentração média de SST afluente aos sistemas foi de 201 mg/L. Os resultados referentes a esse período são mostrado na Tabela 6.

Tabela 6. Eficiências de remoção de alguns parâmetros do primeiro período do experimento (Saidam et al, 1995).

Parâmetro	Eficiências de Remoção (%)		
	Primeiro Sistema	Segundo Sistema	Terceiro Sistema
SST	61	49	59
DBO ₅	62	46	56
DQO	33	33	44
Cor	51	42	55

Fonte: Adaptado, Saidam et al (1995)

Von Sperling et al. (2007) apresentam resultados de estudos realizados com filtros de pedras, de escoamento horizontal, integrados dentro de lagoas de maturação, para tratamento de esgotos domésticos. Foram avaliadas duas granulometrias das pedras (3 a 10 cm e 8 a 20 cm) e duas taxas hidráulicas (0,5 e 1,0 m³/m³.dia). Os filtros com pedras de menor diâmetro apresentaram os melhores resultados, assim como a menor taxa hidráulica utilizada. Nessas condições, os filtros removeram cerca de 75 % de SST e 56% de DBO, podendo o efluente servir para reúso agrícola. Segundo os autores, após dois anos de funcionamento, não houve colmatção do leito filtrante, a perda de carga nos filtros era desprezível.

Para as condições do inverno europeu, no Reino Unido, Johnson et al. (2007) compararam o funcionamento do filtro de pedras aerado, de escoamento vertical, com

outras tecnologias para polimento de efluentes de lagoas, tais como lagoas de maturação, zona de raízes e “wetland”. Dentre esses, o filtro de pedras apresentou o melhor desempenho (taxas de 0,3 e 0,6 m³/m³.dia e diâmetros das pedras variando entre 40-100 mm). Obtiveram remoções entre 73- 86% de DBO, 83-92% de SST e 32-42% de NH₄-N.

O filtro de pedras de escoamento horizontal também se mostrou com potencial para realizar o polimento de efluente de sistema de lagoas que trata lixiviado de aterro sanitário, como relata Schmidt (2007) em um estudo preliminar, utilizando pedras com granulometria de 28 a 76 mm (brita comercial no. 4) e testando taxas hidráulicas de 0,25; 0,5 e 1,0 m³/m³.dia. Para as maiores taxas, foram obtidas remoções entre 50 e 64% de SST e 60 e 85% para Clorofila *a*. Os resultados para a menor taxa (0,25 m³/m³.dia) foram inferiores, ocasionados pela partida do sistema de lagoas.

Para o polimento dos dejetos de 240 suínos, Yang et al (1997) utilizaram um filtro de pedras de fluxo ascendente, que recebia o efluente de um tanque de aeração precedido de separadores de fases sólido-líquido e de dois reatores anaeróbios. O filtro era constituído de um tanque de PEAD de 20 m³ de volume, 4,57 m de diâmetro e 1,22 m de altura, com a camada filtrante de 1,0 m preenchida de basalto grosseiro (tamanho 3). Para o tempo de detenção hidráulica de 4 dias, a carga volumétrica aplicada foi de 0,13 kg DQO/m³.dia, os resultados obtidos em termos de eficiência de remoção foram da ordem de 27% de DQOt, 46% de DQO_{5t}, 45% de SST e 61% de NH₃-N+NO₃-N. As concentrações de saída foram de 23 mg/L de DBO_{5t}, 294 mg/L de DQOt, 64 mg/L de SST e 2,4 mg/L de OD.

Outras configurações de filtros de pedras de escoamento vertical – ascendente e descendente – foram estudadas na remoção de SST de efluentes de lagoas de estabilização de esgotos domésticos (KIMWAGA *et al.*, 2004; JOHNSON & MARA, 2002; SEZERINO *et al.*, 2005).

3.4. Reúso de Efluentes

A disponibilidade de água doce na Terra excede, em muito, a demanda humana. Grandes populações vivem em áreas que recebem abundantes precipitações pluviométricas, enquanto outras vivem em regiões semi-áridas ou mesmo áridas. Antigamente, pela limitação dos recursos hídricos, o homem primitivo não fixava moradia e mudava-se constantemente, sempre buscando locais com abundância de água. Com o crescimento das populações esses deslocamentos ficaram cada vez mais difíceis, o que promoveu a disciplina e racionalização do uso da água. Por ser fundamental no desenvolvimento das diversas atividades realizadas pelo homem ao longo da história, a água sempre foi tratada de forma vital para a sobrevivência das comunidades.

De certa forma, é o que ocorre nos dias atuais. O elevado crescimento demográfico e a formação de grandes centros urbanos, fora de proporções que permitam a assimilação dos recursos ambientais de forma equilibrada, aliado a crescentes períodos de estiagem e precipitações irregulares, motiva a adoção de novos conceitos antes desprezados. Nesse contexto, as práticas de reúso de águas e efluentes vêm ao encontro da necessidade de promover a manutenção da disponibilidade hídrica, podendo contribuir de forma efetiva concentrando esforços em usos onde a qualidade dos recursos hídricos requerida pode ser menos nobre.

Entretanto, a maioria das pessoas tendem a tornar-se menos favoráveis ao reúso de água enquanto vêm fisicamente mais perto delas. Ou seja, são favoráveis na irrigação de espaços públicos abertos, mas são desfavoráveis quanto ao reúso da água na própria residência, quando a possibilidade do contato físico aumenta (PO et al., 2003; HARTLEY, 2003). Pesquisas científicas e uma comunicação eficiente, assim como a interação eficaz com as agências de governo são necessárias para fornecer informações nos méritos e nos riscos referentes ao reúso da água para a irrigação (TOZE, 2006).

3.4.1. Reúso de água para fins agrícolas

Para Mancuso e Santos (2003), a demanda atual de água para o setor agrícola brasileiro representa, atualmente 70% do uso consuntivo total, com forte tendência para chegar a 80% até o final desta década. Portanto, ante o significado que essas grandes vazões assumem, em termos de gestão dos recursos hídricos, é de extrema importância que se atribua prioridade para institucionalizar, promover e regulamentar o reúso para fins agrícolas, em âmbito nacional. Durante as duas últimas décadas, o uso de esgotos tratados para irrigação de culturas aumentou significativamente, em razão dos seguintes fatores:

- dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de águas para irrigação;
- custo elevado de fertilizantes;
- a segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo são mínimos, se as precauções adequadas são efetivamente tomadas;
- os custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para a descarga de efluentes em corpos receptores;
- a aceitação sócio-cultural da prática do reúso agrícola;
- o reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco dessa prática.

Segundo os mesmos autores, sistemas de reúso de água para fins agrícolas, adequadamente planejados e administrados, proporcionam melhorias ambientais e melhorias de condições de saúde, entre os quais:

- minimização das descargas de esgotos em corpos de água;
- preservação dos recursos subterrâneos, principalmente em áreas onde a utilização excessiva de aquíferos provoca a intrusão de cunha salina ou subsidência de terrenos;
- permite a conservação do solo pela acumulação de húmus, e aumenta a resistência à erosão;
- aumenta a concentração e matéria orgânica do solo, possibilitando maior retenção de água;
- contribui, principalmente em áreas carentes, para o aumento da produção de alimentos, elevando, assim, os níveis de saúde, qualidade de vida e condições sociais de

populações associadas aos esquemas de reúso.

Para Toze (2006), o reúso de efluentes para a irrigação na agricultura reduz a quantidade de água que necessita ser extraída das fontes de água do meio ambiente. Os efluentes podem freqüentemente conter concentrações significativas de nutrientes orgânicos e inorgânicos tais como o nitrogênio e o fosfato por exemplo. Há potencial para estes nutrientes, presentes na água de reúso, serem usados como uma fonte de fertilizante na irrigação agrícola.

Embora existam muitas vantagens quanto ao reúso de efluentes é necessário atentar para efeitos potencialmente negativos aos reúso praticado com deficiências operacionais e de forma inadequada.

A poluição é um dos principais efeitos negativos associados ao reúso, particularmente por nitratos, causados aos aquíferos subterrâneos utilizados para o abastecimento de água. Isso ocorre quando uma camada insaturada, altamente porosa, se situa sobre o aquífero, permitindo a percolação de nitratos. Entretanto, se existir uma camada profunda e homogênea capaz de reter nitratos, a possibilidade de contaminação é bastante pequena.

A assimilação do nitrogênio pelas culturas reduz a possibilidade de contaminação por nitrato, mas isso depende das taxas de assimilação pelas plantas e das taxas de aplicação de esgoto no solo.

Segundo Foster et al (1994), apud Mancuso e Santos (2003), o acúmulo de contaminantes químicos no solo é outro efeito negativo que pode ocorrer. Dependendo das características do esgoto, a prática da irrigação por longos períodos pode levar à acumulação de compostos tóxicos, orgânicos e inorgânicos, e ao aumento significativo de salinidade de camadas insaturadas.

3.4.2. Requisitos de qualidade da água para reúso

Os componentes considerados importantes em águas de reúso para irrigação agrícola, levando-se em conta seus efeitos sobre as plantas, são a salinidade, as substâncias tóxicas, o sódio, o cloro e os nutrientes.

Segundo Mancuso e Santos (2003), teores excessivos de sais dissolvidos podem resultar em redução da pressão osmótica do solo, que diminui a absorção de água pela

planta, em aumento na toxicidade de íons específicos e na degradação das características físicas do solo. Portanto, o monitoramento das concentrações de sais na água é uma condição básica no controle de qualidade em irrigação. Para isso, normalmente, utiliza-se a condutividade específica da água, que possui uma boa correlação com as concentrações de sais inorgânicos existentes. A relação numérica entre os dois parâmetros é dada pela equação (1):

$$\text{SDT (mg/L)} = \text{CE } (\mu\text{S/cm}) \times 0,64 \quad (1)$$

$$\text{Ou SDT (mg/L)} = \text{CE (dS/cm)} \times 640$$

$$\text{Ou SDT (mg/L)} = \text{CE (mmho/cm)} \times 640$$

$$\text{Ou SDT (mg/L)} = \text{CE } (\mu\text{mho/cm}) / 1,56$$

Onde: SDT = Sólidos Dissolvidos Totais

CE = Condutividade Elétrica

As características físicas de interesse da água de reúso podem incluir o pH, o oxigênio dissolvido e sólidos suspensos, mais especialmente para a água que deve ser usada para irrigação, é a salinidade, principalmente as concentrações de sódio. O sódio e outras formas de salinidade são os mais persistentes na água de reúso e são os mais difíceis de remover, requerem geralmente o uso de resinas caras da troca de cátion ou de membranas da osmose reversa. Estes regimes do tratamento geralmente são usados somente para a produção da água de reúso de qualidade elevada. Tais práticas de tratamento e exigências de qualidade elevadas são raramente práticas ou econômicas para a irrigação, assim outros mecanismos necessitam ser empregados (TOZE, 2006). A salinidade da água de reúso pode impactar tanto no próprio solo, quanto influenciar o crescimento das culturas irrigadas. A salinidade na forma do sódio pode afetar diretamente as propriedades do solo com os fenômenos do inchamento e da dispersão (HALLIWELL et al., 2001).

O excesso de sódio em relação ao cálcio e magnésio diminui a permeabilidade do solo, provocando uma redução nas taxas de infiltração de água e, em consequência, a absorção de água pelas plantas. O efeito potencial do sódio para solos pode ser avaliado pela relação de adsorção de sódio (RAS), onde as concentrações dos íons são expressas

em miliequivalentes/litro (meq/L), conforme equação (2) (MANCUSO e SANTOS, 2003).

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{[(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})/2]^{(1/2)}} \quad (2)$$

Os sólidos em suspensão (SS) podem causar entupimento dos equipamentos de aplicação (aspersores, tubulação de gotejamento, etc.), danos a sistemas de bombeamento, deposição de lodo em excesso em tanques de sucção ou armazenamento, etc. Podem ser devidos à má operação do sistema de tratamento, à precipitação química após o tratamento ou ao crescimento biológico, e reduzem a eficiência da irrigação. Na Tabela 7 são apresentados alguns constituintes e os limites recomendados para águas de reúso para irrigação agrícola.

Tabela 7. Limites recomendados de alguns constituintes para águas de reúso para irrigação agrícola.

Constituinte	Limite Recomendado	Significado
pH	6,0 – 8,5	A maioria dos efeitos do pH sobre o crescimento das plantas são indiretos.
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	500- 2000 mg/L	Abaixo de 500 mg/L, não se observa nenhum efeito prejudicial. Entre 500 e 1000 mg/L, os SDT em águas de irrigação podem afetar plantas sensíveis. Entre 1000 e 2000 mg/L, os níveis de SDT podem afetar muitas plantas, e por isso, devem ser seguidas práticas cuidadosas de manejo. Acima de 2000 mg/L, a água somente pode ser usada de forma regular para plantas tolerantes em solos permeáveis.
Sólidos em Suspensão (SST)	Máximo 30 mg/L	Excesso de sólidos em suspensão pode causar entupimento de orifícios em equipamentos de aspersão e gotejamento, danos a sistemas de bombeamento, acúmulo de lodo em reservatórios, etc.
Sódio: absorção pela raiz	Relação de Adsorção de Sódio (RAS): 3 - 9	Valores de RAS inferiores a 3 não causam nenhum prejuízo; entre 3 e 9, podem ocorrer prejuízos moderados, e acima de 9, esses prejuízos podem ser graves.

Fonte: Adaptado de USEPA (1999); CROOK (1993), apud MANCUSO e SANTOS (2003)

3.4.3. Legislação

No Brasil, as experiências e práticas de reúso planejado são incipientes, da mesma forma, o aparato legal ainda é insuficiente em relação à importância do tema. A Resolução N° 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005, estabelece níveis máximos de concentração de substâncias na água para a sua utilização na irrigação de plantas alimentícias ou não.

A Resolução N° 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) de 28 de novembro de 2005, já é específica para o reúso e estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para prática de reúso não potável de água. Em seu artigo 3º, inciso II, estabelece como modalidade o reúso para fins agrícolas e florestais. Embora a Resolução N° 54 do CNRH seja um passo importante no marco regulatório da prática do reúso, as legislações específicas de cada modalidade de reúso ainda estão em desenvolvimento, sendo que o reúso para fins agrícolas e florestais é tema prioritário, com proposta de resolução em andamento junto ao CNRH.

Em outros países como Kuwait, Arábia Saudita, Tunísia e EUA existem regulamentações específicas que tratam da prática do reúso com valores restritivos para a irrigação de culturas consumidas cruas e menos exigentes para a irrigação de culturas processadas industrialmente ou cozidas (USEPA, 1992 apud BRASIL E ANDREOLI, 2006). Na Tabela 8 são apresentados valores da água de irrigação recomendados em vários países, incluindo o Brasil.

Tabela 8. Valores da água de irrigação recomendados em vários países.

Parâmetros	CONAMA 357 - Brasil Classe 2	USEPA EUA Irrigação restrita	- Kuwait Irrigação restrita	Arábia Saudita Irrigação Irrestrita	Tunísia Máxima concentração
Coliformes (NMP/100 mL)	1000 CF	≤ 200 CF	< 10000 CT	<2,2 CT	-
pH	6-9	6-9	-	6-8,4	6,5-8,5
DBO (mg/L)	5	≤ 30	10	10	30
SS (mg/L)	-	≤ 30	10	10	30
DQO (mg/L)	-	-	40	-	90
OG (mg/L)	Ausente			Ausente	

Fonte: CONAMA 357 (2005); USEPA (1992); apud BRASIL & ANDREOLI (2006)

4. METODOLOGIA

4.1. Localização da Área Experimental

A propriedade suinícola aonde o trabalho foi realizado fica no município de Braço do Norte, SC, mais especificamente na bacia hidrográfica do Rio Cachoeirinhas (Figura 1). O município de Braço do Norte localiza-se na longitude $49,1^{\circ}$ (oeste) e latitude $28,2^{\circ}$ (sul) e tem uma área de 221 Km^2 . Segundo dados do IBGE (2007), sua população é estimada em 27.730 habitantes, muito inferior ao número de suínos, que está em torno de 195.750 animais. É uma das cidades com maior índice de suínos por Km^2 do mundo (886 suínos/Km^2). A propriedade do estudo tem cerca de 3.000 suínos criados em sistema de confinamento, apresentando relevo bastante acidentado, dificultando a disposição dos dejetos diretamente no solo.

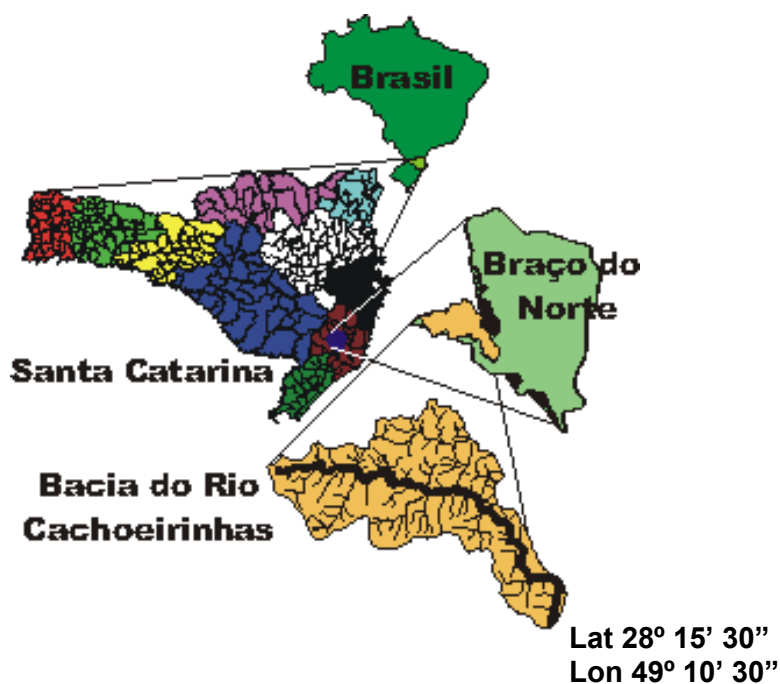


Figura 1. Localização da área experimental.

4.2. Descrição do Sistema de Tratamento

Nas Figuras 2 e 3 visualizam-se as unidades e o croqui do sistema de tratamento, respectivamente. Os dejetos são gerados nas unidades de criação, localizadas na parte mais alta do terreno, e por gravidade são deslocados até a caixa de passagem⁽¹⁾. A caixa de passagem possui divisores de vazão, onde somente metade da vazão gerada na propriedade segue para o sistema de tratamento estudado, sendo a outra metade encaminhada para uma lagoa de armazenamento⁽²⁾ para posterior aplicação no solo. Após a caixa de passagem, os dejetos seguem para a peneira⁽³⁾ e em seguida para a lagoa de decantação⁽⁴⁾, que também serve para alimentar um biodigestor de lodo⁽⁵⁾, depois, o efluente da lagoa de decantação vai para uma estação elevatória⁽⁶⁾, a qual também recebe o efluente do biodigestor de lodo. A estação elevatória recalca os efluentes para a parte alta do terreno, onde, em série e em escala real, estão localizadas a lagoa anaeróbia⁽⁷⁾, o reator UASB⁽⁸⁾, a lagoa facultativa aerada⁽⁹⁾, a lagoa de maturação⁽¹⁰⁾ e o filtro de pedras⁽¹¹⁾. Parte do efluente da lagoa facultativa aerada pode ser enviado para dois wetlands em paralelo e em escala reduzida. No presente estudo, os wetlands foram utilizados como filtros de areia⁽¹²⁾ de escoamento horizontal. Os efluentes dos wetlands seguem para a lagoa de maturação. As lagoas e o reator UASB possuem tubulações que encaminham os descartes de lodo para a lagoa de armazenamento quando necessário. Todas as unidades do sistema possuem “by-pass”, assim, quando da necessidade de reparos ou manutenção os efluentes seguem para a unidade subsequente, garantido que não sejam descartadas do sistema.



(1)



(2)



(3)



(4)



(5)



(6)



(7)



(8)



(9)



(10)



(11)



(12)

Figura 2. Unidades do sistema de tratamento de dejetos suínos



Figura 4. Filtro de areia (escala reduzida)

4.4. Filtro de Pedras

Esta unidade do sistema de tratamento de dejetos de suínos em escala real (Figura 5) recebe o efluente da lagoa de maturação, funciona em escoamento horizontal, com leito filtrante de pedregulhos. Suas dimensões são: 7 m de largura por 20 m de comprimento e 0,60 m de profundidade, com 0,20 m de altura de folga. O volume útil é de 56 m^3 e o meio filtrante é constituído de seixo rolado (material facilmente encontrado na região de formato elíptico) de granulometria variada (30-300 mm). A vazão média do sistema foi de $7,6 \text{ m}^3/\text{d}$. e a taxa hidráulica aplicada de $0,14 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$.

Tanto no filtro de areia (Figura 4) como no filtro de pedras (Figura 5), o dispositivo de entrada consiste na distribuição dos líquidos por meio de tubo corrugado (perfurado) transversal ao sentido do fluxo instalado no primeiro metro do filtro, de forma sub-superficial. O dispositivo de saída trata-se de tubo corrugado para coleta do percolado, instalado no fundo do último metro do filtro. Existe controle de nível por meio de tubo flexível, instalado na caixa de saída.



Figura 5. Filtro de pedras (escala real)

4.5. Monitoramento

Foram realizadas coletas semanais, no período matutino, de amostras na entrada e saída de cada filtro, as quais eram transportadas para o Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da Universidade Federal de Santa Catarina, em Florianópolis, para posterior série de análises. O monitoramento do filtro de areia foi realizado no período de maio a agosto/2006, totalizando 15 coletas, e o do filtro de pedras de novembro/2005 a agosto/2006, totalizando 33 coletas. Foram realizadas as seguintes análises:

- Medidas em campo de pH, OD e temperatura, utilizando sondas específicas.
- No laboratório LIMA: Demanda Bioquímica de Oxigênio Total e Solúvel ($\text{DBO}_5 \text{ t,s}$), Demanda Química de Oxigênio Total e Solúvel (DQOt,s), Nitrogênio (NTK e Amoniacal), Fósforo total (PT), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Totais (ST), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), turbidez, Coliformes Totais (CT) e E. Coli, segundo procedimentos do Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 1998); e clorofila *a* (NUSCH, 1980). Os métodos analíticos utilizados estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Métodos analíticos utilizados

PARÂMETRO	METODOLOGIA
Temperatura e pH	Potenciômetro ATI – ORION [®] , modelo 250A.
OD (Oxigênio Dissolvido)	Oxímetro DIGIMED [®] , modelo DM-4.
Turbidez	Turbidímetro de bancada HACH [®] , modelo 2100N
DQO total	Método colorimétrico de refluxo fechado (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.
DQO solúvel	Método colorimétrico de refluxo fechado (APHA, 1998), amostra previamente centrifugada (4000 rpm/10 minutos). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.
DBO total	Manométrica, 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BODTRACK.
DBO solúvel	Manométrica, 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BODTRACK. Amostra previamente centrifugada (4000 rpm/10 minutos).
Sólidos totais (ST); Sólidos dissolvidos (SD); Sólidos suspensos totais (SST)	Gravimetria (APHA, 1998). Análise de sólidos suspensos a partir de amostra previamente centrifugada (4000 rpm/10 minutos).
NTK	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N (APHA, 1998).
N-NH ₃	Destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D, posterior titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N (APHA, 1998).
Fósforo Total	Método Colorimétrico Ácido Vanadomolybdofosfórico (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.
Clorofila <i>a</i>	Extração em Etanol (80%) e análise colorimétrica (NUSH, 1980). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.
Coliformes Totais (CT) e E. Coli	Método do substrato cromogênico (Colilert - INDEXX [®]), que confere com amarelada para CT positivos e fluorescência para E. Coli positivos (APHA, 1998).

4.6. Critérios de avaliação para o reúso do efluente do filtro de pedras.

Na avaliação das condições de potencialidade de reúso foi levado em consideração somente o efluente do filtro de pedras por estar mais estabilizado e pelo menor teor de matéria orgânica, além de menor concentração de E. Coli, uma vez que a

lagoa de maturação antecede o filtro de pedras no sistema de tratamento.

O critério utilizado para avaliação dos riscos potenciais associados ao reúso do efluente do filtro de pedras refere-se aos efeitos causados ao solo e conseqüentemente às plantas. Para avaliar a qualidade da água para irrigação foi utilizada a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, U.S. Salinity Laboratory Staff, sugerida por Salassier (1995) apud Melo et al. (2001), baseada na Condutividade Elétrica (CE), como perigo de salinização do solo, utilizando o diagrama apresentado na Figura 6 e na Razão de Adsorção de Sódio (RAS), como indicadora de perigo de alcalinização ou sodificação do solo.

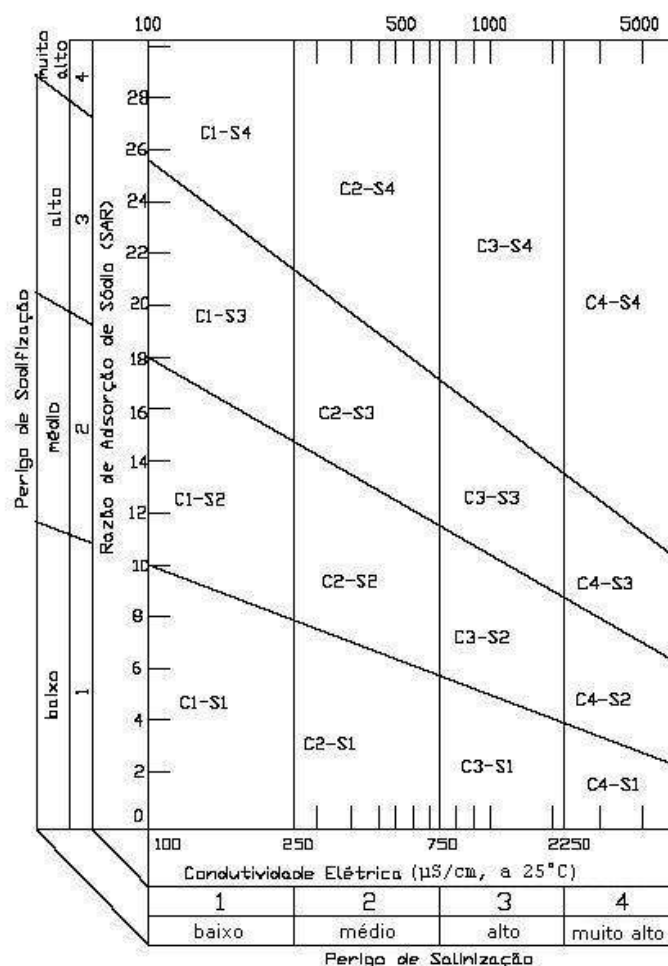


Figura 6. Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação (sem escala)
Fonte. Salassier (1995) apud Melo et al (2001)

Para avaliação do reúso do efluente tratado na irrigação, além dos parâmetros citados anteriormente, foram realizadas análises de sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio

(Mg), utilizando como método analítico a espectrofotometria de absorção atômica /chama, para o cálculo da “Relação de Adsorção do Sódio” (RAS), como maneira de observar os riscos potenciais associados à aplicação do efluente da suinocultura à permeabilidade do solo. As amostras utilizadas para as análises de metais foram das três últimas coletas (02, 09 e 16 de agosto de 2006), considerando que o processo de polimento pelo filtro de pedras já se encontrava estabilizado. As análises foram realizadas no laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC).

Para o cálculo da RAS, utilizando a equação 2, as concentrações dos íons são expressas em miliequivalentes/Litros. Como os valores das concentrações de Na, Ca e Mg das amostras foram obtidas em mg/L, foi necessário transformá-las em miliequivalentes/L, conforme a equação 3.

$$\text{miliequivalentes/L} = (\text{mg/L}) \times \text{valência} / \text{Peso Molecular} \quad (3)$$

A condutividade elétrica foi obtida pela equação 1, sendo utilizado para tal as concentrações de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) do efluente do filtro de pedras das três últimas coletas, as mesmas utilizadas para o cálculo da RAS.

4.7. Exploração dos resultados

Os resultados foram explorados em termos de concentrações medianas da entrada e saída do filtro de areia (EFA e SFA), e entrada e saída do filtro de pedras (EFP e SFP), na forma de diagramas de caixa obtidos com o programa computacional *Statistica 6.0* (STATSOFT, Inc., 2001), mostrando os valores medianos, os quartis (25-75%), a faixa não discrepante, os discrepantes e os extremos.

Esse tipo de exploração é usada quando não existe simetria dos dados, tornando-se uma maneira mais adequada de representação dos dados. Os valores de máximo e mínimo complementam a análise, para que o pesquisador tenha uma visão geral da variabilidade dos dados coletados. Através dos diagramas de caixa (box-plot) pode-se comparar a diferença na distribuição de dados, de dois ou mais grupos. Pode-se usar como medida central a média ou a mediana, conforme tipo de distribuição (simétrica ou

assimétrica), ou melhor visualização dos dados pelo pesquisador (OGLIARI e PACHECO, 2004 apud ARAUJO, 2007). Geralmente, quando se trata de um sistema não controlado, como é o caso dos filtros em escala reduzida e real, os dados apresentam oscilações, provenientes do tipo de operação utilizada, dos processos biológicos envolvidos e do clima, assim, no presente estudo utilizou-se nos diagramas de caixa os valores de mediana e quartis.

Também foram avaliadas, para cada unidade de polimento, as cargas aplicadas de DBO_5 e a relação com a concentração de saída, além da carga de clorofila *a* aplicada e removida. Além disso, são apresentadas e discutidas as concentrações medianas de entrada e saída dos filtros bem como as eficiências medianas de remoção. Apresenta-se ainda, a avaliação do potencial de reúso do efluente do filtro de pedras, considerando os riscos de salinização e sodificação nos solos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Filtro de Areia

Os resultados dos parâmetros avaliados para o filtro de areia são apresentados na forma de tabelas (Tabela A1 a A12) em apêndice. A exploração dos dados apresentados a seguir é feita em termos de concentração mediana e mostram a amplitude dos resultados em todo o período monitorado.

5.1.1. pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

Os dados de pH, temperatura e oxigênio dissolvido (Tabelas A1, A2 e A3, em apêndice) são apresentados na Figura 7 (a), (b) e (c), respectivamente, para os valores obtidos durante todo o período monitorado.

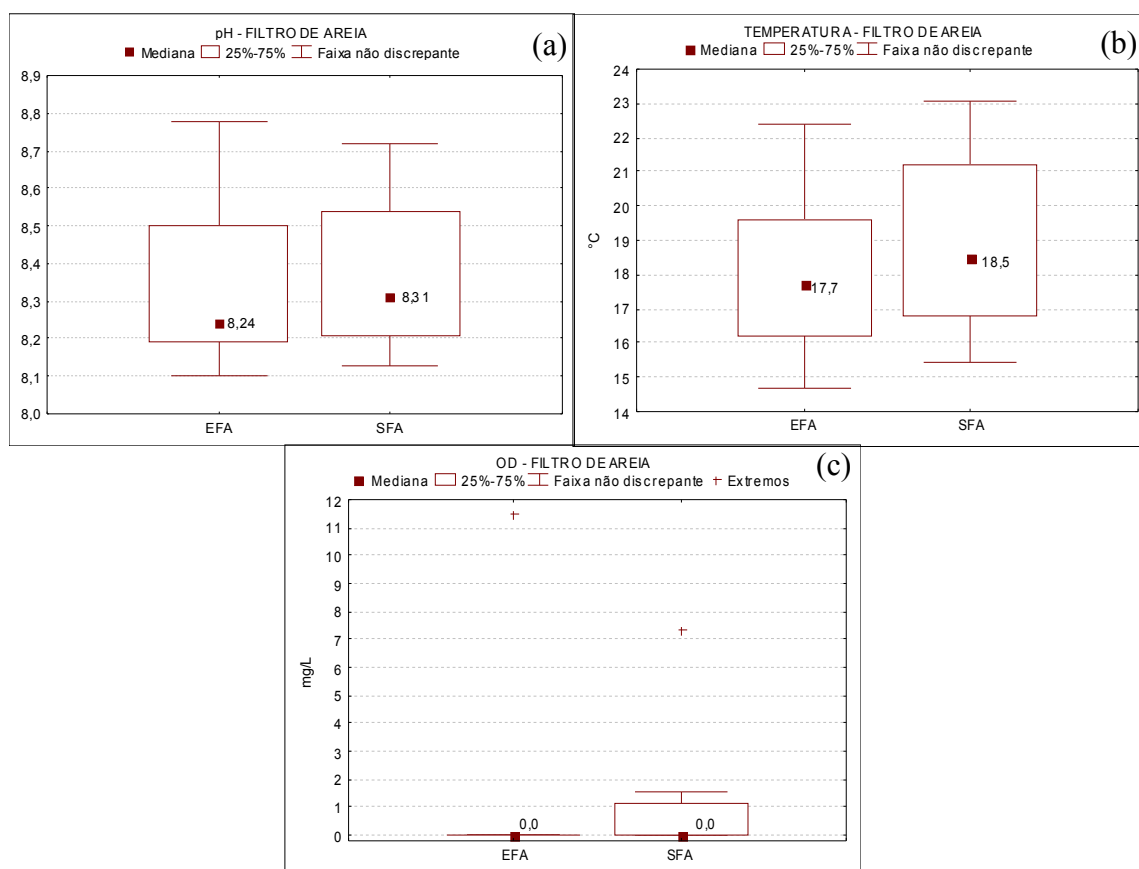


Figura 7. Diagramas de caixa dos dados de pH (a), Temperatura (b) e Oxigênio Dissolvido (c) do filtro de areia.

Verificou-se um comportamento estável dos parâmetros pH, temperatura e OD, onde o filtro de areia não atua de forma significativa, servindo apenas para ilustrar as condições encontradas durante todo o período monitorado.

Nota-se uma maior amplitude dos dados de pH da EFA em relação à SFA (Figura 7 (a)), associada à variação de pH do efluente da lagoa facultativa aerada. Nota-se também, que 25% das amostras atingem até 8,19 e 75% até 8,50. Porém, 50% dos dados amostrados estão acima de 8,19 e abaixo de 8,50 e com uma mediana de 8,24. O aumento do pH (mediana de 8,31) na SFA pode ser causado pela liberação de algas aderidas ao meio filtrante e que ocasiona o aumentam da concentração de íons hidroxila.

Os baixos valores de temperatura (Figura 7 (b)) encontrados no filtro de areia (FA), estão relacionados com a profundidade da tubulação de alimentação da saída da lagoa facultativa aerada que alimenta o FA (cerca de 20 cm de profundidade na coluna d'água da lagoa que tem 1,20 m de profundidade), o que diminui a penetração da luz na massa líquida. Além disso, o monitoramento do filtro de areia ocorreu de maio a agosto de 2006, época do ano onde as temperaturas são mais amenas.

O OD apresentou valores medianos para a EFA igual a zero e maior amplitude de dados para a SFA, porém com valores medianos também igual a zero (Figura 7 (c)). Nota-se tanto na EFA quanto na SFA, valores extremos ocorridos uma única vez devido à intensa atividade fotossintetizante das algas da lagoa facultativa aerada, favorecida pelas condições climáticas (longo período de insolação e temperatura em torno de 23°C – a mais alta do período de monitoramento do filtro de areia) refletindo nos valores extremos.

5.1.2. DBO_{5t} e DQOt

Os valores de DBO_{5t} e DQOt (Tabelas A4 e A5, em apêndice) referentes ao período de monitoramento do filtro de areia são apresentados na Figura 8 (a) e (b), respectivamente.

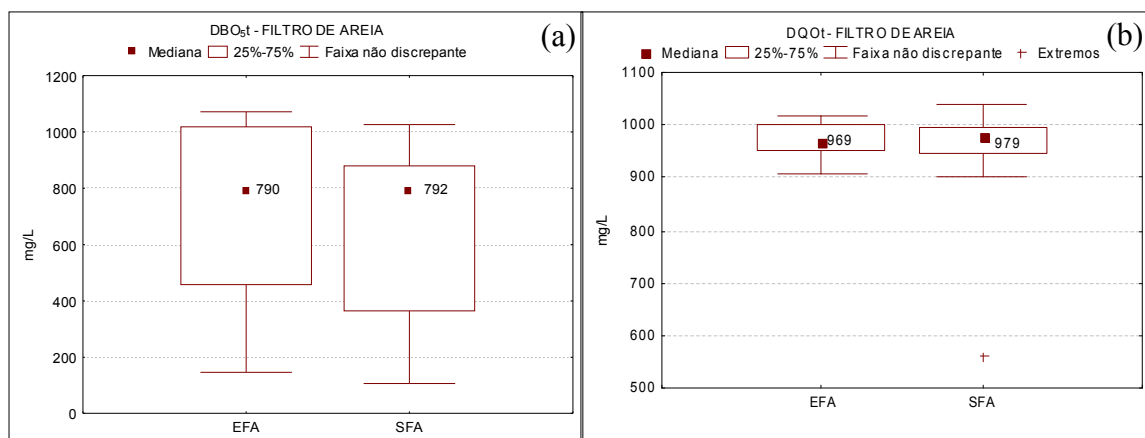


Figura 8. Diagramas de caixa dos dados de DBO_{5t} (a) e DQOt (b) do filtro de areia.

Pelos valores de DBO_{5t} e DQOt, nota-se que o filtro de areia não promoveu a redução na concentração de matéria orgânica carbonácea.

Os dados de DBO_{5t} apresentaram uma amplitude considerável tanto para a EFA quanto para a SFA, com valores variando da ordem de 100-1000 mg/L, entretanto, as concentrações medianas ficaram em torno de 790 mg/L (Figura 8 (a)). Esses resultados evidenciam que o filtro de areia não promove o tratamento biológico, apresentando a DBO de saída semelhante à remanescente da lagoa facultativa aerada.

Na Figura 9 estão apresentadas a carga aplicada de DBO_{5t} (g/m³.dia) e a concentração de DBO_{5t} (g/m³) da SFA.

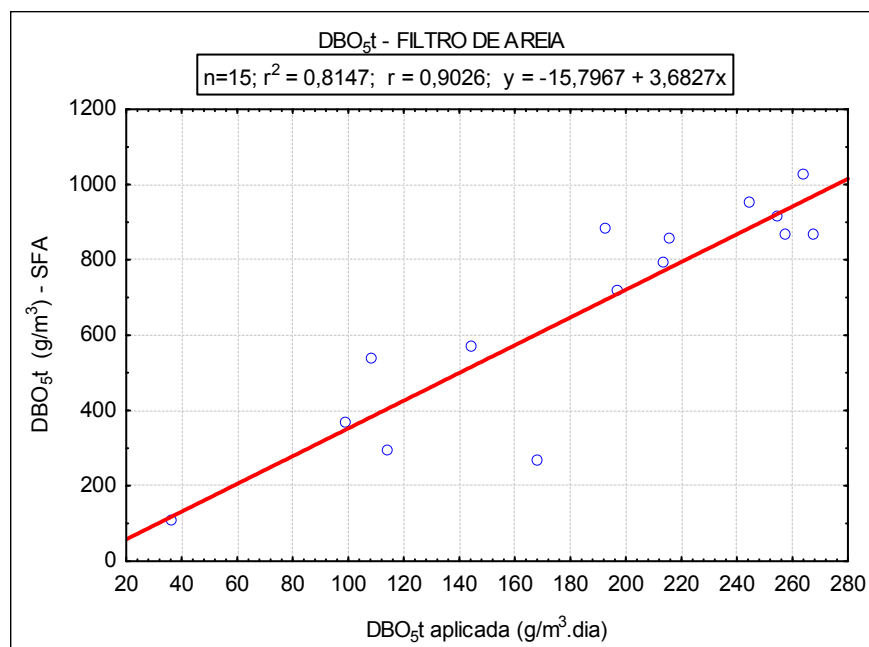


Figura 9. Correlação entre Carga Aplicada de DBO_{5t} (g/m³.dia) e Concentração de DBO_{5t} (g/m³) da SFA.

A Figura 9 mostra correlação positiva entre a carga aplicada de DBO_{5t} e a concentração de DBO_{5t} da SFA ($r = 0,90$). Isso mostra que maiores cargas aplicadas resultam em maiores concentrações de saída, evidenciando que o filtro de areia não remove a matéria orgânica carbonácea, como mostrado na Figura 8 (a).

Com relação à DQO_t (Figura 8 (b)), o filtro de areia manteve tanto a concentração de entrada como de saída na faixa de 900-1040 mg/L, amplitude de dados menor que da DBO_{5t} , não apresentando remoção. Melcer et al (1995), obtiveram valores bem superiores, da ordem de 83%, para a remoção de DBO utilizando filtro intermitente de areia para o polimento de lagoa aerada para esgoto doméstico com concentração afluenta ao filtro da ordem de 20 mg/L. Vale ressaltar que as concentrações afluentes de DQO_t do efluente das lagoas de dejetos suínos são superiores (mediana 969 mg/L) as do esgoto doméstico, e que o filtro estudado não promove o tratamento biológico, o que fica exemplificado pelos valores de DQO_t afluenta e efluente.

5.1.3. N-NH_3 e NTK

O desempenho do filtro de areia na remoção de N-NH_3 e NTK, conforme Figura 10 (a) e (b) (dados em apêndice nas Tabelas A6 e A7), foi, respectivamente, de 3 e 6 %. Nota-se, para ambos os parâmetros, maior amplitude de dados na SFA, embora a remoção mediana tenha sido irrisória. Gold et al (1992), apud Van Buuren al (1999), aplicando filtro de areia ao tratamento de tanques sépticos obtiveram remoção de nitrogênio total de 8 %. O filtro estudado não promove a remoção de nitrogênio, sendo esse processo mais comum nas lagoas de estabilização. Dessa forma, os resultados apresentados indicam boas condições em termos de nutrientes para aplicação do efluente no solo.

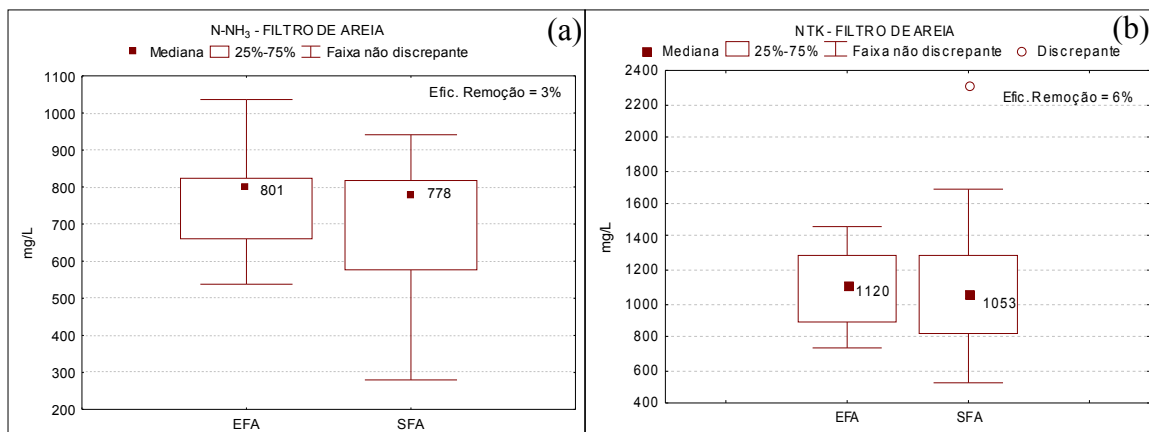


Figura 10. Diagramas de caixa dos dados de N-NH_3 (a) e NTK (b) do filtro de areia.

5.1.4. SST, Clorofila *a* e Turbidez

São apresentados na Figura 11 (a), (b) e (c) os dados referentes aos SST, a clorofila *a* e a turbidez (dados das Tabelas A8, A9 e A10), respectivamente.

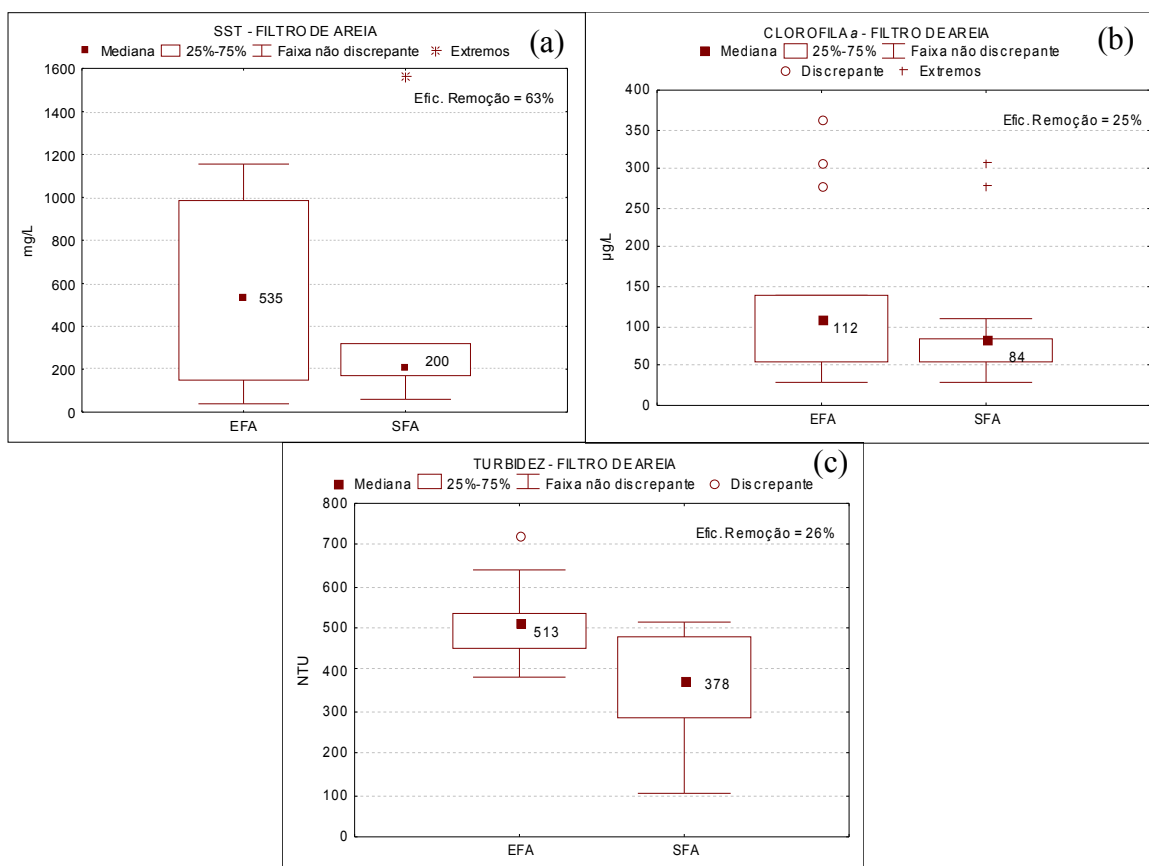


Figura 11. Diagramas de caixa dos dados de SST (a), Clorofila *a* (b) e Turbidez (c) do filtro de areia.

Em termos de remoção de SST, o filtro de areia apresentou eficiência de remoção da ordem de 63% (Figura 11 (a)). Embora a variação dos dados de concentração na EFA (40-1155 mg/L) tenha sido significativa, os valores da SFA mantiveram-se entre 60-320 mg/L, com exceção de um único valor extremo (1560 mg/L). Esses resultados mostram que o FA suporta variações na concentração de SST de entrada, mantendo as concentrações de SST na saída com pouca variação se comparadas com as de entrada. Os resultados do filtro de areia foram inferiores aos de Melcer et al (1995), que usaram filtro intermitente de areia no polimento de lagoa aerada para esgoto doméstico e obtiveram desempenho de remoção de SST da ordem de 90%. Embora o filtro de areia estudado tenha obtido desempenho inferior ao da literatura, pode-se considerar um desempenho satisfatório tratando-se de dejetos suínos.

Os resultados apresentados na Figura 11 (b) mostram o desempenho do filtro na remoção de clorofila *a*, onde a eficiência de remoção atingiu valores da ordem de 25%. Os valores de clorofila *a* dentro da lagoa facultativa aerada, que alimenta o filtro de areia, são muito superiores aos que entram no filtro, correspondendo a valores de 500-1500 µg/L. Devido a aspectos construtivos, grande parte das algas fica retida pelo sistema de tubulações da estação experimental, sendo a parcela a ser removida constituída de algas microscópicas, ou seja, partículas dissolvidas, onde o filtro de areia não tem a capacidade de remover, ocorrendo a remoção efetiva apenas com técnicas mais avançadas de tratamento.

Na figura 12 estão apresentados os dados referentes a carga aplicada e removida de Clorofila *a*, em mg/m³.dia, do filtro de areia.

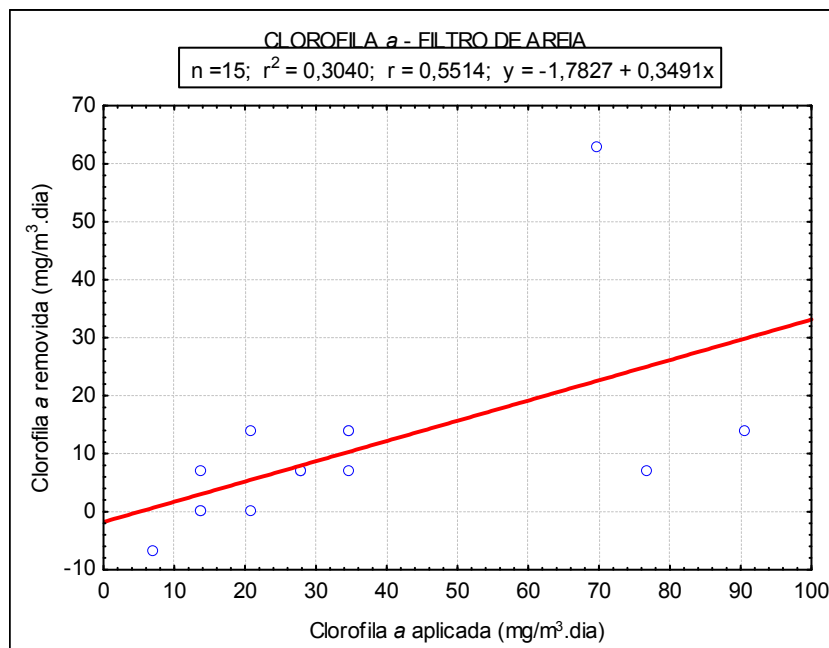


Figura 12. Correlação entre Carga Aplicada de Clorofila *a* (mg/m³.dia) e Carga Removida de Clorofila *a* (mg/m³.dia) no filtro de areia.

Embora a correlação entre a carga aplicada e removida de clorofila *a* seja positiva ($r = 0,55$), a mesma não é acentuada. A Figura 12 mostra que quando a carga aplicada é maior que 40 mg/m³.dia, a dispersão dos pontos é maior, caracterizando menores remoções em cargas mais elevadas.

Pela Figura 11 (c), nota-se o desempenho do filtro de areia na remoção da turbidez da ordem de 26%. Os valores medianos das concentrações de saída da turbidez foram elevados, da ordem de 378 NTU para a SFA. Provavelmente, o desempenho do filtro na remoção de turbidez esteja associado à decomposição das algas, representados indiretamente pela feofitina, pigmento resultante da decomposição das algas (APHA, AWWA, WEF, 1998), que apresentou valores medianos de entrada e saída da ordem de 387 e 337 µg/L, respectivamente. Essas concentrações são maiores que as de clorofila *a*, o que indica que a turbidez remanescente pode ser representada pela decomposição das algas no filtro.

5.1.5. Fósforo Total

Com os dados do monitoramento do Fósforo Total na entrada e na saída do filtro de areia (dados na Tabela A11, em apêndice) foi construída a Figura 13.

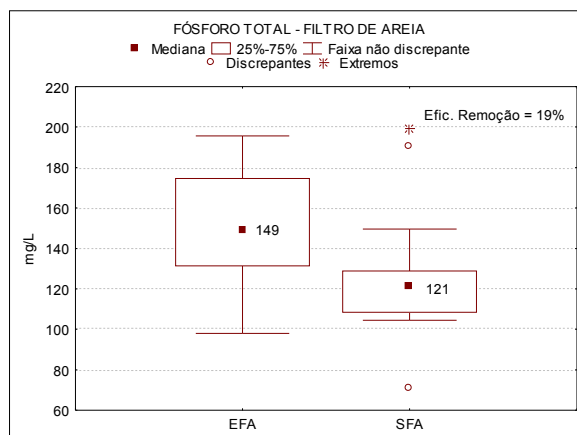


Figura 13. Diagramas de caixa dos dados de Fósforo Total do filtro de areia.

Nota-se, pela Figura 13, que filtro de areia apresentou baixa remoção de fósforo total, da ordem de 19%, o que era esperado visto que não tem essa finalidade. O desempenho dessa ordem de grandeza, embora não muito significativo, ocorreu por processos físicos de retenção no meio filtrante, aliados ao elevado pH dos dejetos, quanto pode ter havido precipitação química dos fosfatos (El HALOUANI et al, 1993).

5.1.6. E. Coli

Os dados de E. Coli (Tabela A12, em apêndice) são apresentados na Figura 14.

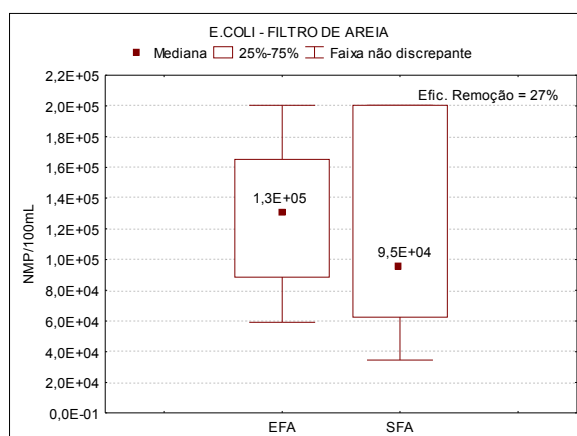


Figura 14. Diagramas de caixa dos dados de E. Coli do filtro de areia.

Pela Figura 14 nota-se uma eficiência de remoção de E. Coli de 27%, resultando na concentração mediana de saída do filtro de areia de $9,5 \times 10^4$ NMP/100 mL. Os elevados valores de pH na saída no filtro (8,13 - 8,72) podem ter favorecido essa remoção. Os resultados são muito baixos se comparados com aqueles alcançados por Van Buuren et al (1999), que, utilizando filtro intermitente lento de areias para o tratamento de efluentes de tanques sépticos, obtiveram remoção de 99-99,99% (2-3 unidades log) de E. Coli.

5.2. Filtro de Pedras

Os resultados dos parâmetros avaliados para o filtro de pedras são apresentados na forma de tabelas (Tabela A13 a A24) em apêndice. A exploração dos dados apresentados a seguir é feita em termos de concentração mediana e mostram as amplitudes dos resultados em todo o período monitorado.

5.2.1. pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

Na Figura 15 (a), (b) e (c) são apresentados os resultados de pH, temperatura e oxigênio dissolvido (Tabelas A13, A14 e A15, em apêndice), respectivamente, ilustrando as condições durante o período monitorado do filtro de pedras.

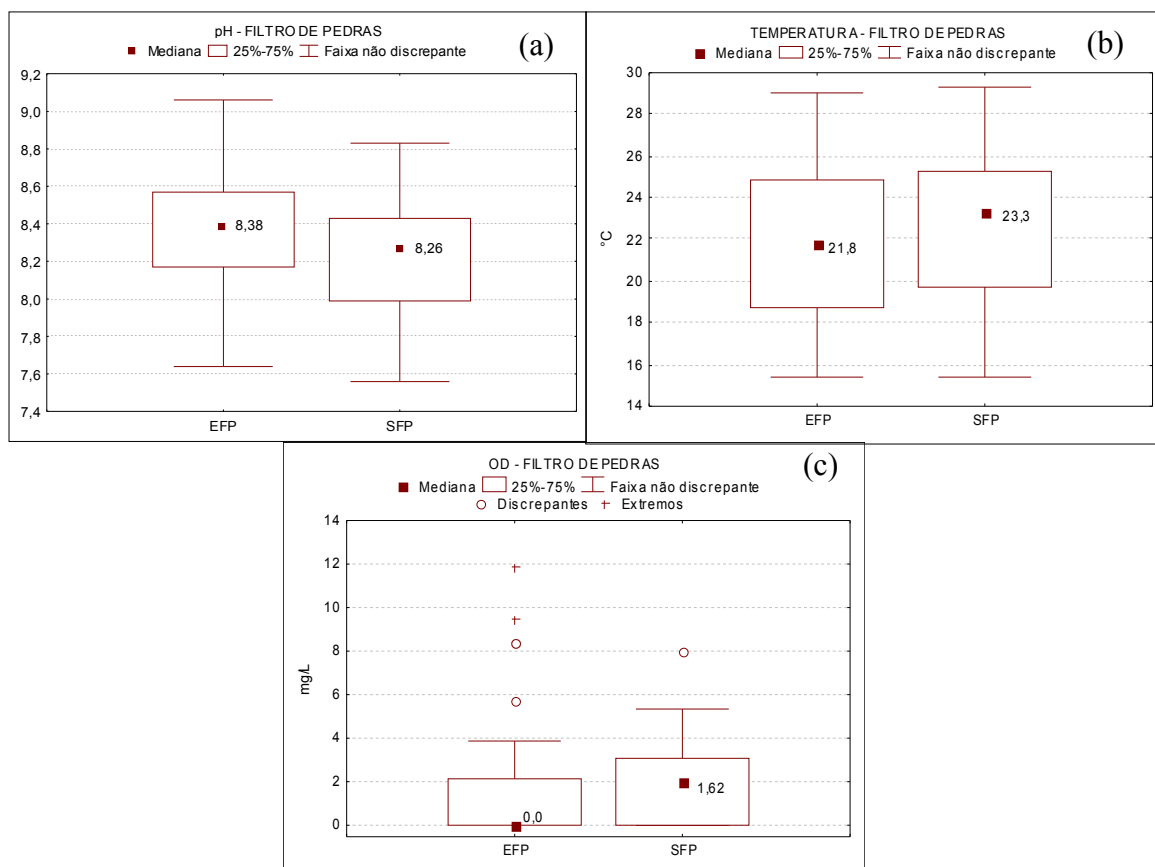


Figura 15. Diagramas de caixa dos dados de pH (a), Temperatura (b) e Oxigênio Dissolvido (c) do filtro de pedras.

Nota-se, pela Figura 15 (a), uma maior amplitude nos valores de pH em relação ao filtro de areia. O filtro de pedras é alimentado por uma lagoa de maturação e a variação da atividade algal na lagoa, que influencia diretamente no aumento de íons hidroxila no meio líquido, pode ter refletido na maior amplitude dos valores se comparado com aqueles obtidos no afluente do filtro de areia.

Os valores relativamente elevados de temperatura (Figura 15 (b)) encontrados no filtro de pedras são em razão da profundidade (60 cm) da lagoa de maturação que antecede o filtro, favorecendo a penetração da luz no meio líquido, conseqüentemente refletindo nos valores de temperatura obtidos. Cabe ressaltar que o período de monitoramento compreendeu, no início, meses de temperaturas elevadas.

Observa-se um aumento, de zero para 1,6 mg/L em termos de mediana, do oxigênio dissolvido (Figura 15 (c)) na SFP devido aos espaços vazios do leito filtrante que ocasionam a aeração do sistema. Yang et al (1997) obtiveram OD de 2,4 mg/L na saída de um filtro de pedras de fluxo ascendente empregado no polimento de dejetos

suínos. Nos valores da EFP ocorreram valores extremos de oxigênio dissolvido, maiores até que o oxigênio de saturação para o local, ocasionados pela alta atividade fotossintetizante das algas na lagoa de maturação, onde a taxa de produção de oxigênio é, por vezes, maior que o consumido no processo de depuração da matéria orgânica (PICOT et al., 2005).

5.2.2. DBO_{5t} e DQOt

Os valores de DBO_{5t} e DQOt (dados nas Tabelas A16 e A17, em apêndice) referentes ao período de monitoramento do filtro de pedras são apresentados na Figura 16 (a) e (b), respectivamente.

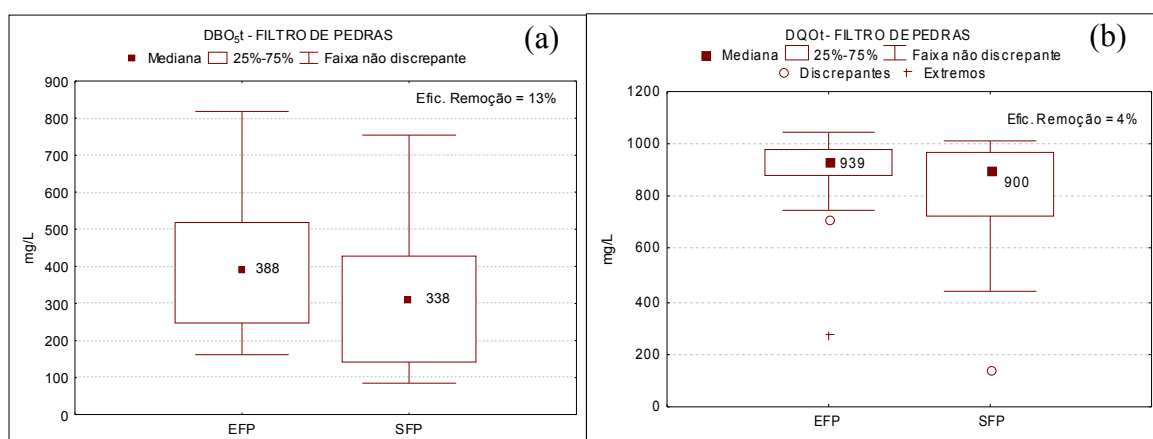


Figura 16. Diagramas de caixa dos dados de DBO_{5t} (a) e DQOt (b) do filtro de pedras.

Observa-se na Figura 16 (a) eficiência de remoção de 13% da DBO_{5t} no FP. Os dados apresentaram amplitude considerável tanto para a EFP (162-818 mg/L) como para a SFP (85-754 mg/L), sendo a concentração mediana da SFP de 338 mg/L de DBO_{5t}, concentração típica do esgoto sanitário. Saidam et al (1995), apresentaram remoções de DBO₅ da ordem de 60%, empregando filtro de pedras de escoamento horizontal no polimento de efluentes de lagoas de estabilização de esgotos domésticos. Enquanto Von Sperling et al. (2007) obtiveram remoções de DBO_t variando entre 3 e 39 %, para filtros de pedras inseridos em lagoas de maturação para despejos domésticos. Yang et al (1997), obtiveram eficiências de remoção de 46% de DBO_{5t}, utilizando para o polimento dos dejetos suínos um filtro de pedras de fluxo ascendente, que recebia o efluente de um tanque de aeração precedido de separador de fases sólido-líquido e de dois reatores anaeróbios.

Na Figura 17 estão apresentadas a carga aplicada de DBO_{5t} ($\text{g/m}^3\cdot\text{dia}$) e a concentração de DBO_{5t} (g/m^3) da SFP.

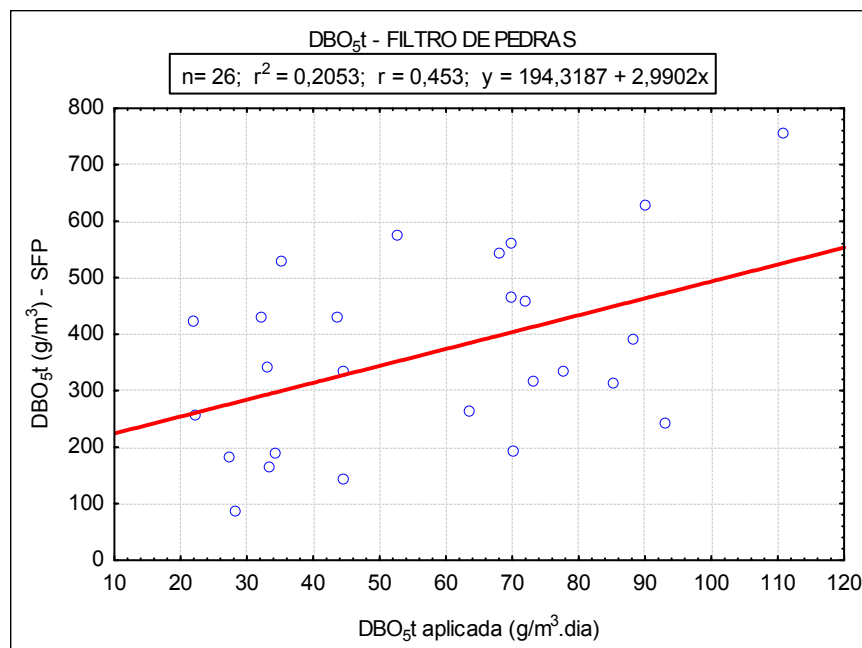


Figura 17. Correlação entre Carga Aplicada de DBO_{5t} ($\text{g/m}^3\cdot\text{dia}$) e Concentração de DBO_{5t} (g/m^3) da SFP.

A baixa eficiência da remoção de DBO_{5t} do filtro de pedras pode ser melhor visualizada na Figura 17, onde a correlação entre a carga aplicada e a concentração da SFP foi positiva ($r = 0,45$). Dessa forma, pode-se dizer que independente da carga aplicada, a eficiência de remoção do filtro de pedras vai se manter reduzida, sendo que maiores cargas geram concentrações de saída maiores.

Pela Figura 16 (b), nota-se que o filtro de pedras obteve maior amplitude de valores de concentração de DQOt se comparados com o filtro de areia, embora em termos de desempenho de remoção a mediana tenha atingido 4%. Esse valor é bem inferior ao obtido por Saidam et al (1995), que apresentaram remoções de DQOt da ordem de 44%, e Von Sperling et al. (2007) cujas remoções de DQOt ficaram entre 27 e 54%, no polimento de efluentes de lagoas de estabilização de esgotos domésticos. Yang et al (1997), obtiveram eficiências de remoção de 27% de DQOt, no polimento dos dejetos suínos com filtro de pedras de fluxo ascendente. Surinkul & Polprasert (2002) sugerem efetuar recirculação do efluente na entrada de filtros de pedras, com taxas variando entre 0,5 a 2,0 (Q_r/Q_i), como forma de aumentar o desempenho na remoção de DQO, SST e nutrientes (nitrogênio amoniacal e nitratos). Vale ressaltar que as

concentrações afluentes de DQOt dos dejetos suínos são bem superiores as do esgoto doméstico, e que o filtro estudado não promove o tratamento biológico, o que fica exemplificado pelos valores de DQOt afluente e efluente.

5.2.3. N-NH₃ e NTK

O desempenho do filtro de pedras na remoção de N-NH₃ e NTK, conforme Figura 18 (a) e (b), foi, respectivamente, de 18 e 6 % (dados nas Tabelas A18 e A19, em apêndice). O resultado obtido por Yang et al (1997) em termos de eficiência de remoção de NH₃-N+NO₃-N foram da ordem de 61%, utilizando um filtro de pedras de fluxo ascendente para o polimento dos dejetos suínos.

Como o filtro de areia, o filtro de pedras filtro estudado não promove a remoção de nitrogênio, sendo esse processo mais comum nas lagoas de estabilização. Dessa forma, os resultados apresentados indicam boas condições em termos de nutrientes para aplicação do efluente no solo.

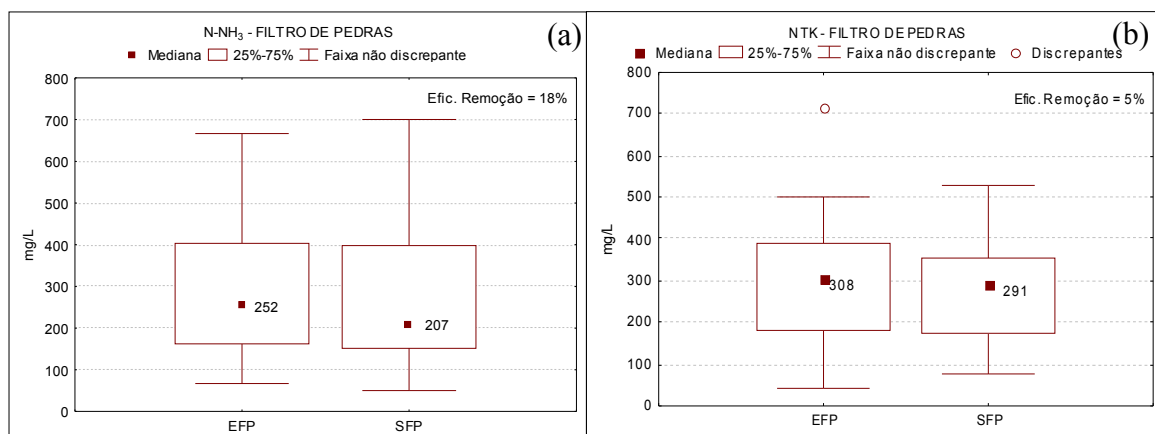


Figura 18. Diagramas de caixa dos dados de N-NH₃ (a) e NTK (b) do filtro de pedras.

5.2.4. SST, Clorofila *a* e Turbidez

Os resultados obtidos no filtro de pedras, referentes aos SST, clorofila *a* e turbidez (Tabelas A20, A21 e A22, em apêndices), são apresentados na Figura 19 (a), (b) e (c), respectivamente.

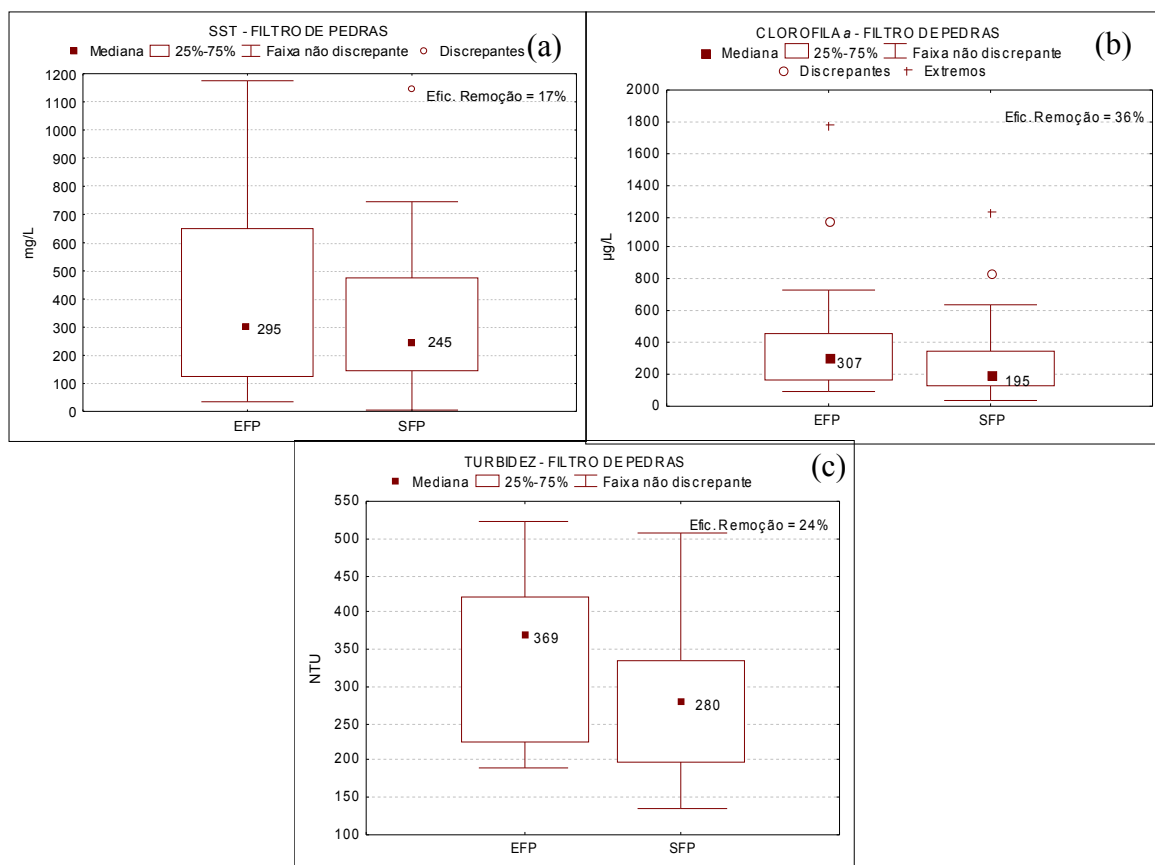


Figura 19. Diagramas de caixa dos dados de SST (a), Clorofila *a* (b) e Turbidez (c) do filtro de pedras.

Em termos de remoção de SST, o filtro de pedras obteve desempenho da ordem de 17% (Figura 19 (a)). O desempenho do filtro de pedras foi inferior ao obtido por Johnson e Mara (2002) e Kimwaga et al (2004), todos utilizando filtros de pedras pilotos de escoamento vertical no polimento de lagoas de estabilização para esgotos domésticos, os quais obtiveram remoções de 54% e 64%, respectivamente. Os resultados de remoção de SST apresentados por Von Sperling et al (2007) ficaram entre 36 e 75%, para filtros de escoamento horizontal, com despejo doméstico. Yang et al (1997) obtiveram para a remoção de SST eficiência de 45%, utilizando para o polimento dos dejetos suínos um filtro de pedras de fluxo ascendente. O desempenho obtido pelo filtro de pedras do presente estudo pode estar associado a caminhos preferenciais na camada filtrante, uma vez que a granulometria das pedras era muito variável (30 a 300 mm de diâmetro) favorecendo a ocorrência desses caminhos.

Os resultados apresentados na Figura 19 (b) mostram o desempenho do filtro na remoção de clorofila *a*, onde a eficiência de remoção atingiu valores da ordem de 36%.

Ressalta-se que o efluente do filtro saiu com 195 $\mu\text{g/L}$ de clorofila *a*, o qual pode ser considerado um bom resultado, quando comparado com aqueles obtidos por Von Sperling et al. (2007), cuja remoção ficou em torno de 60%, mas com concentrações de saída de 377 $\mu\text{g/L}$ (Filtro 1, grãos 3 a 10 cm) e 528 $\mu\text{g/L}$ (Filtro 2, grãos 8 a 20 cm). Os valores de clorofila *a* dentro das lagoas são muito superiores aos que entram nos filtros, tendo a lagoa de maturação, que alimenta o filtro de pedras, valores de 1000-2000 $\mu\text{g/L}$. Assim como no filtro de areia, devido a aspectos construtivos, grande parte das algas fica retida pelo sistema de tubulações da estação experimental, sendo a parcela a ser removida constituída de algas microscópicas, ou seja, partículas dissolvidas, onde o filtro de pedras, por ter granulometria e formato das pedras muito irregular, não têm a capacidade de remover.

As cargas aplicadas e removidas de clorofila *a* no filtro de pedras são apresentadas na Figura 20, em $\text{mg/m}^3\cdot\text{dia}$.

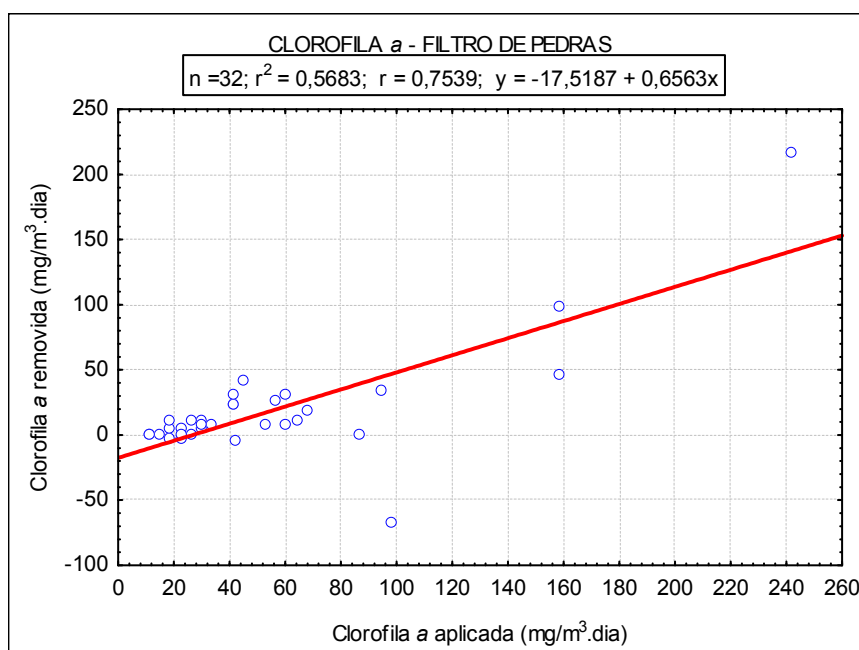


Figura 20. Correlação entre Carga Aplicada de Clorofila *a* ($\text{mg/m}^3\cdot\text{dia}$) e Carga Removida de Clorofila *a* ($\text{mg/m}^3\cdot\text{dia}$) no filtro de pedras.

A Figura 20 mostra que existe correlação positiva acentuada entre a carga aplicada e removida de clorofila *a* no filtro de pedras ($r = 0,75$). Nota-se maior quantidade de pontos em cargas aplicadas menores, sendo que acima de 60 $\text{mg/m}^3\cdot\text{dia}$ os pontos ficam mais dispersos e em menor número, evidenciando que em cargas

maiores, embora a remoção seja considerável, não significa que sempre se terá bons resultados em termos de cargas removidas.

Pela Figura 19(c), nota-se uma eficiência de remoção da turbidez da ordem de 24% para o filtro de pedras. Os valores medianos das concentrações de saída da turbidez foram elevados, da ordem de 280 NTU para a SFP. Provavelmente, assim como no filtro de areia, o desempenho do filtro na remoção de turbidez esteja associado à decomposição das algas, representados indiretamente pela feofitina, que apresentou valores medianos de entrada e saída da ordem de 372 e 298 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Essas concentrações são maiores que as de clorofila *a*, o que indica que a turbidez remanescente pode ser representada pela decomposição das algas no filtro.

5.2.5. Fósforo Total

Os dados monitorados de Fósforo Total (Tabela A23, em apêndice) no filtro de pedras são apresentados na Figura 21.

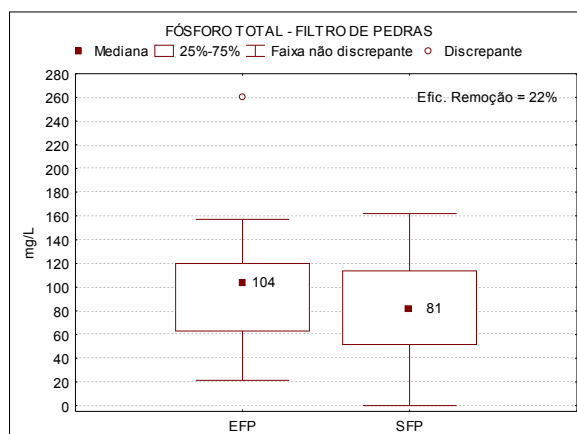


Figura 21. Diagramas de caixa dos dados de Fósforo Total do filtro de pedras

Os dados apresentados na Figura 21 mostram que filtro de pedras apresentou remoção de fósforo total da ordem de 22%, o que era esperado visto que não tem essa finalidade. Saidam et al (1995), obtiveram resultados semelhantes de remoção, em torno de 24%, para o primeiro sistema de filtros de pedras utilizados em seu estudo de polimento de lagoas de estabilização aplicadas aos esgotos domésticos. O desempenho dessa ordem de grandeza, embora não muito significativo, da mesma forma que no filtro de areia, ocorreu por processos físicos de retenção no meio filtrante, aliados ao elevado

pH dos dejetos, quanto pode ter havido precipitação química dos fosfatos (El HALOUANI et al, 1993).

5.2.6. E. Coli

Os dados monitorados de E.Coli (Tabela A24, em apêndice) no filtro de pedras são apresentados na Figura 22.

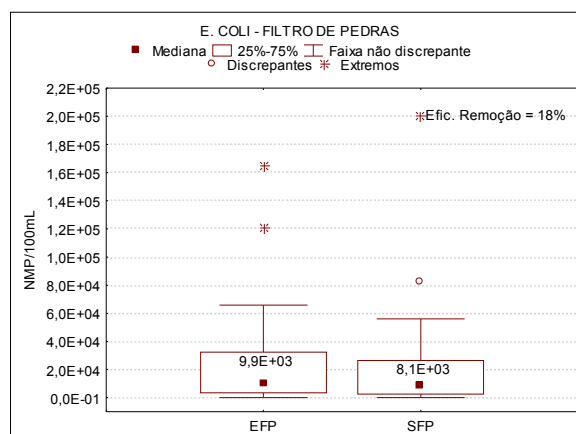


Figura 22. Diagramas de caixa dos dados de E. Coli do filtro de pedras

Com relação ao parâmetro E. Coli (Figura 22) o filtro de pedras mostrou uma capacidade de remoção de em termos de unidades logarítmicas inferior a 1 unidade. Embora a eficiência de remoção tenha sido de 18%, a concentração mediana de SFP foi de $8,1 \times 10^3$ NMP/100mL. Saidam et al (1995), em seus estudos com filtros de pedras no polimento de lagoas de estabilização de esgotos domésticos, obtiveram eficiências da ordem de 90% na remoção de coliformes fecais. A granulometria do meio filtrante, do FP estudado, por ser muito variável (30-300 mm) e com pedras maiores que as encontradas em outros trabalhos, não é efetiva para a remoção de coliformes fecais, o que explica o baixo desempenho. No entanto, os valores se aproximaram daqueles obtidos por Von Sperling et al. (2007) para a taxa de aplicação de $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$, o efluente dos filtros apresentaram concentrações de E. Coli de $1,7 \times 10^3$ e $2,05 \times 10^3$ NMP/100 mL.

5.3. Desempenho dos Filtros de Areia e de Pedras

A fim de avaliar e comparar o desempenho dos filtros estudados, na Tabela 10 e na Figura 23, são apresentados os valores medianos de entrada e saída dos filtros e as respectivas eficiências de remoção dos parâmetros avaliados. Utilizou-se os valores de mediana por se tratar de dados com significativa oscilação devido as condições experimentais, conforme já descrito no item 4.7. “exploração dos resultados”.

Tabela 10. Valores medianos dos parâmetros avaliados nos filtros.

	Filtro de Areia		Filtro de Pedras	
	EFA	SFA	EFP	SFP
pH	8,24	8,31	8,38	8,26
Temperatura (°C)	17,70	18,50	21,80	23,30
OD (mg/L)	0,00	0,00	0,00	1,62
DBO _{5t} (mg/L)	790	792	388	338
DQOt (mg/L)	969	979	939	900
N-NH ₃ (mg/L)	801	778	252	207
NTK (mg/L)	1.120	1.053	308	291
SST (mg/L)	535	200	295	245
Clorofila a (µg/L)	112	84	307	195
Turbidez (NTU)	513	378	369	280
Fósforo Total (mg/L)	149	121	104	81
E.Coli (NMP/100mL)	1,3 x 10 ⁵	9,5 x 10 ⁴	9,9 x 10 ³	8,1 x 10 ³

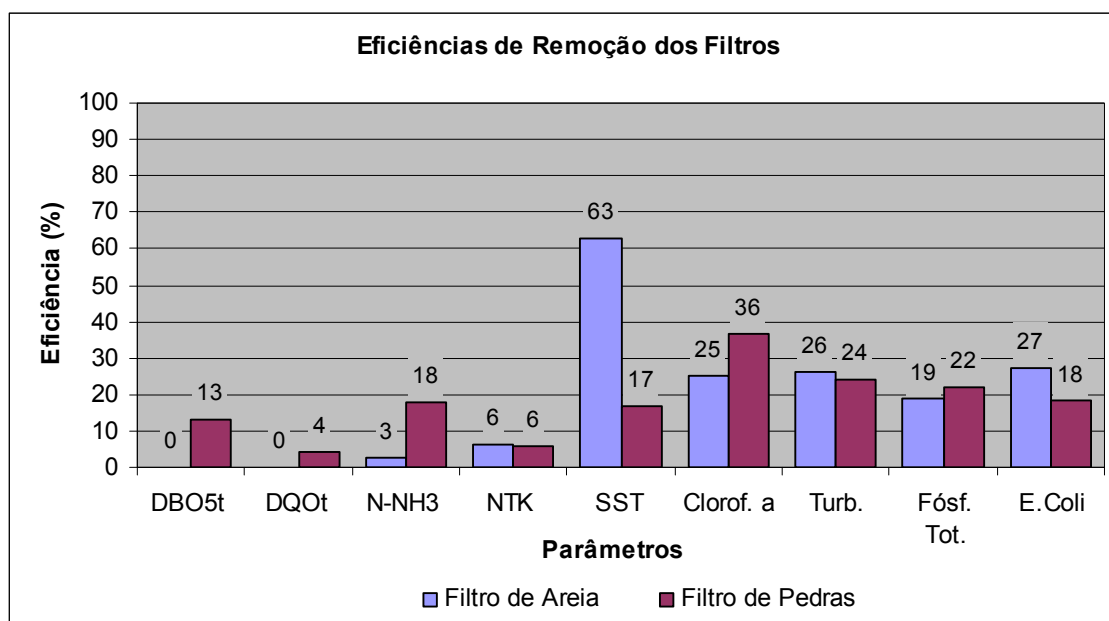


Figura 23. Valores medianos das eficiências de remoção nos filtros.

Os resultados mostram que os dois filtros tiveram eficiências similares para todos os parâmetros analisados. Considerando os valores das medianas, nota-se que o FA não obteve remoção de DBO_{5t} , enquanto o FP atingiu desempenho na remoção de DBO_{5t} de 13%. O FP, por receber menor carga de DBO_{5t} se comparado com o FA, obteve uma concentração média de saída da ordem de 338 mg/L. Assim como com a DBO_{5t} , o FA não obteve remoção de DQO_t , tendo o FP 4% de eficiência. Para os parâmetros N-NH_3 e NTK, o FA apresentou eficiência de remoção de 3% e 6%, sendo que o FP obteve 18% e 6%, respectivamente. Esses resultados já eram esperados, visto que os filtros estudados não funcionam como unidade de tratamento biológico.

Quanto aos parâmetros removidos por via física: SST, clorofila *a* e turbidez, os filtros apresentaram comportamento semelhante, independente da origem do efluente (lagoa facultativa aerada ou lagoa de maturação) e granulometria do meio filtrante. Observou-se que, em relação aos SST, o FA obteve eficiência de remoção mediana de 63% e o FP de 17%. Para o parâmetro clorofila *a*, o FA obteve remoção de 26% e o FP obteve 36%. As concentrações de clorofila *a* no FA, que era alimentado pela lagoa facultativa aerada, foram menores que no FP, que era alimentado pela lagoa de maturação, onde a proliferação das algas é mais favorecida. Embora a remoção no FP tenha sido da ordem de 36%, a concentração mediana na SFP foi de 195 $\mu\text{g/L}$, enquanto na SFA a concentração mediana foi de 84 $\mu\text{g/L}$.

As remoções de turbidez foram de 26% para o FA e de 24% para o FP, sendo as concentrações de saída de 378 e 280 NTU, respectivamente. Esses resultados mostram concentrações de saída da mesma ordem das obtidas para SST. Dessa forma, pode-se dizer que a turbidez remanescente é causada pelos SST.

Para o fósforo total as remoções foram muito semelhantes, onde o FA atingiu 19% e o FP 22%.

As eficiências de remoção de *E. Coli* foram de 27 % para o FA e de 18% para o FP, sendo as concentrações de saída de $9,5 \times 10^4$ e $8,1 \times 10^3$ NMP/100mL, respectivamente. Embora sejam valores elevados, há uma grande redução se comparados com o dejetto bruto, que tem concentrações de *E. Coli* da ordem de 10^9 - 10^{12} NMP/100mL.

5.4. Avaliação do Potencial de Reúso do Efluente do Filtro de Pedras

Para a avaliação do potencial de reúso do efluente do filtro de pedras foi calculada a condutividade elétrica (CE) e a razão de adsorção de sódio (RAS) com a finalidade de avaliar os riscos associados salinização e a sodificação, que interferem diretamente na permeabilidade do solo e conseqüentemente o desenvolvimento das plantas.

5.4.1. Condutividade Elétrica (CE)

Utilizando os valores de SDT e a equação 1, foram obtidos os valores de condutividade elétrica para a SFP, apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Valores de Condutividade Elétrica (CE) para a SFP

Data	SDT (mg/L)	CE (μS/cm)
2/8/2006	2540	3969
9/8/2006	3335	5211
16/8/2006	2360	3687

5.4.2. Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

Os resultados laboratoriais obtidos nas análises do efluente da SFP para os elementos cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na), em mg/L e meq/L, são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Valores de Ca, Mg e Na para a SFP

Data	2/8/2006	9/8/2006	16/8/2006
Ca (mg/L)	49,66	54,16	41,32
Ca (meq/L)	2,48	2,71	2,06
Mg (mg/L)	8,30	8,99	8,21
Mg (meq/L)	0,71	0,77	0,70
Na (mg/L)	208,79	209,14	172,23
Na (meq/L)	9,07	9,09	6,40

Utilizando a equação 2 para o cálculo da RAS, com as concentrações em meq/L, obteve-se os valores apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Valores de RAS para a SFP

Data	RAS
2/8/2006	7,19
9/8/2006	6,94
16/8/2006	6,40

5.4.3. Riscos de Salinidade e Sodificação

Utilizando o diagrama (Figura 6) com a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, U.S. Salinity Laboratory Staff, baseada na Condutividade Elétrica (CE), como perigo de salinização do solo, e na Razão de Adsorção de Sódio (RAS), como indicadora de perigo de alcalinização ou sodificação do solo, obteve-se os riscos associados ao reúso do efluente do FP na irrigação.

Todos os valores se enquadraram na classe C4–S2, que corresponde ao perigo de salinização nível 4 (muito alto) e ao perigo de sodificação nível 2 (médio), que é uma classificação com severa restrição em relação a salinização, e moderada em relação a sodificação. Segundo Bernardo (2006) apud Zamberlan (2007), a classe C4 não é apropriada para irrigação em condições normais, sendo aconselhável usar culturas tolerantes e em solos permeáveis com boa drenagem. Para o mesmo autor, a classe S2 é aconselhável somente em solos de textura grossa permeável, com perigo de sodificação em solos de textura fina.

Oliveira et al (2000), também analisando a RAS e CE relacionadas a qualidade da água para irrigação, verificaram que a água residuária da suinocultura não apresenta potencial para ocasionar problemas de infiltração (avaliada pela RAS), por outro lado, é grande o seu potencial de ocasionar salinização do solo (avaliada pela CE). Também ressaltam que a irrigação com líquidos com alta concentração de sólidos pode provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, ocasionada por entupimento de poros e pela formação de crosta em sua superfície. A formação de crostas superficiais origina problemas de infiltração, de germinação e de emergência de plântulas.

Segundo Detar (1980) apud Oliveira et (2000), líquidos contendo mais que 200 mg/L de sólidos totais não se infiltrarão no solo em taxas idênticas às observadas com água. Esterco diluído em água pode apresentar velocidade de infiltração equivalente a 1/10 do valor encontrado para água pura. No presente estudo, as concentrações de sólidos totais na SFP, durante todo o período monitorado, apresentaram valores entre

550 e 3800 mg/L de sólidos totais, configurando, assim como na RAS e CE, restrições para o reúso.

Johnson et al. (2007) ressaltam que a combinação de lagoas + filtros de pedras produz um efluente com qualidade satisfatória para o reúso, mas que o desempenho dos filtros é afetado pelo desempenho da lagoa que o antecede. Essa constatação também foi observada no presente estudo, uma vez que tanto a lagoa facultativa, quanto a lagoa de maturação apresentaram baixo desempenho devido à sobrecarga das mesmas e problemas operacionais (déficit na aeração noturna).

6. CONCLUSÕES

Para as condições operacionais testadas, os resultados obtidos no monitoramento dos filtros, visando o polimento de efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos, permitem as seguintes conclusões:

- O processo de tratamento nos filtros é predominantemente físico, não servindo para o tratamento biológico, mas apenas para o polimento de efluentes, o que foi confirmado pelos resultados de DBO_{5t} , $DQOt$, $N-NH_3$ e NTK.
- O filtro de areia, alimentado por lagoa facultativa aerada, apresentou remoção de: 63% de SST, 26% de turbidez e 25% de clorofila *a*, com concentrações efluentes de 200 mg SST/L, 378 NTU e 84 $\mu g/L$, respectivamente, em termos de medianas.
- O filtro de pedras, alimentado por lagoa de maturação, apresentou remoção de: 17% de SST, 24% de turbidez e 36% de clorofila *a*, com concentrações de saída de 245 mg SST /L, 280 NTU e 195 $\mu g/L$, respectivamente, em termos de mediana.
- O elevado pH encontrado no monitoramento dos filtros favoreceu a remoção de fósforo total (19% no filtro de areia e 22% no filtro de pedras).

No geral, o desempenho dos filtros, no polimento de diferentes efluentes (lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação), pode ser considerado satisfatório, considerando-se que as lagoas estiveram com desempenho abaixo do previsto durante o período de estudo, com conseqüente sobrecarga para os filtros.

O reúso do efluente da saída do filtro de pedras apresentou riscos severos associados à salinização, e moderados quanto à sodificação. As concentrações de sólidos totais na saída do filtro de pedras também desfavorecem a prática do reúso para irrigação.

O estudo realizado faz parte de um sistema de tratamento para dejetos suíno em escala real, onde as condições climáticas e operacionais são as mesmas ocorridas na prática, sendo o controle de variáveis mais restrito pelas dimensões das unidades de tratamento. Esses fatores refletem os resultados obtidos e a realidade encontrada na suinocultura. No entanto, os resultados mostram um ganho ambiental, quando confrontados com concentrações típicas de dejetos suínos.

A adoção de práticas de polimento de efluentes, principalmente os da suinocultura, apresenta-se como técnica de baixo custo e operação simples, e contribui para a redução do impacto causado ao meio ambiente e aos recursos hídricos associado aos dejetos suínos.

7. RECOMENDAÇÕES

Para uma melhor avaliação do polimento de efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos, utilizando filtro de areia e filtro de pedras, recomenda-se a continuação dos estudos em escala piloto, destacando-se:

- aplicar diferentes taxas hidráulicas nos filtros;
- avaliar a distribuição dos efluentes de entrada nos filtros em fluxo ascendente (vertical);
- utilizar pedras de menor granulometria e mais uniformes na camada filtrante do filtro de pedras, visando diminuir os caminhos preferenciais, aumentando a capacidade de polimento.
- estudar outras formas de polimento dos efluentes de sistemas de lagoas, como por exemplo, os reservatórios de estabilização e uso de plantas macrófitas, tipo Lemnas, que possam ser reutilizadas no sistema produtivo e conferir agregação de valor ao tratamento.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF. 1998.

ARAUJO, I. S., COSTA, R. H. R.; BELLI F, P. Aerated facultative Pond and maturation Pond in-Series for Treatment of Piggery Wastes. In: *7th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds*, 2006, Bangkok. 7th IWA Specialist Conference on WSP, 2006.

ARAUJO, I. S. *Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós- graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. 237 p. 2007.

BARTHEL, L. *Lagoas de Alta Taxa, Maturação e Aguapés em Sistema de Tratamento de dejetos Suínos: Avaliação de Desempenho e Dinâmica Plactônica*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós- graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. 175 p. 2007.

BELLI FILHO, P., CASTILHOS JR, A.B de, COSTA, R.H.R. da, SOARES, S.R. e PERDOMO, C.C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, n.1, pp. 166-170. 2001.

BEZERRA, S. A. *Gestão ambiental da propriedade suinícola: um modelo baseado em um biossistema integrado*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 251p. 2002.

BRAGA, B, et al. *Introdução à Engenharia Ambiental*. São Paulo: Prentice Hall. 2002

BRASIL, J. K. e ANDREOLI, C.V. Proposição de sistema de avaliação do potencial de reúso de esgoto tratado em áreas agrícolas na Região Metropolitana de Curitiba. *Revista Técnica da Sanepar – SANARE*, v 25, n 25 pp 43-58. 2006

CAZARRÉ, M. M. *Otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 112p. 2000.

COSTA, R. H. R.; ARAUJO, I. S.; BELLI Fº, P. Aerated facultative pond and maturation pond in-series for treatment of piggery wastes. In: *7th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds*. Bangkok, Thailand, 2006. 1CD-ROM.

COSTA, R. H. R.; BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; PHILIPPI, L. S. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 42, n. 10-11, p. 211-214, 2000a.

COSTA, R. H. R.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C. High-rate pond for treatment of piggery wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v. 42, n. 10-11, p. 57-362, 2000b.

COSTA, R. H. R; OLIVEIRA, P. A. V; SILVA, F. C. M, Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos. In: *18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Salvador, BA. ABES, 1996.

COSTA, R. H. R.; SILVA, F. C. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Preliminary studies on the use of lagoons in treatment of hog waste products. In: *3rd. IAWQ International Specialist Conference and Workshop. Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications*. João Pessoa: IAWQ, 1995.

COSTA, R. H. R.; ZANOTELLI, C. T.; HOFFMANN, D. M.; BELLI Fº, P., PERDOMO, C.C., RAFIKOV, M. Optimization of the treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 48, n. 2, p. 283-289, 2003.

DALVÉQUIA, M. A. *Avaliação de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 180p. 2000.

EL HALOUANI, H., PICOT, B., CASELLAS, C., PENA, G., BONTAUX, J. Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de l'Eau*, N° 6, p. 47-61, 1993.

GOSMANN, H. A. *Estudos comparativos com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos*. Florianópolis. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 126p. 1997.

HALLIWELL, D.J., BARLOW, K.M., NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil properties and their implications for irrigation systems. *Aust. J. Soil Res*, v 39, pp 1259–1267. 2001.

HARTLEY, T.W. Water Reuse: Understanding public perception and participation. *Water Environment Research Foundation*. Alexandria, Virginia. 2003

HEALY, M.G, RODGERS, M. and MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, Volume 98, Issue 12, September 2007, Pages 2268-2281. 2007

HENN, A.; BELLI Fº, P.; PHILIPPI, L. S. Comportamento de partida e avaliação de um sistema de tratamento e armazenamento de dejetos suínos em uma pequena propriedade rural no município de Braço do Norte-SC. In: *XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, Campo Grande, MS, 2005. 1 CD-ROM.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Agropecuário. 2006. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 18/12/2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Contagem da população. Censo realizado no município de Braço do Norte, em Santa Catarina. 2007. Disponível em <http://www.ibge.com.br>. Acesso em 13/11/2007.

JOHNSON, M., CAMARGO VALERO, M.A. and MARA, D.D. Maturation ponds, rock filters and reedbeds in the UK: statistical analysis of winter performance. *Wat.Sci.Tech.*, v. 55, n. 11, pp. 135-142. 2007.

JOHNSON, M., MARA, D.D. Research on wasye stabilisation ponds in the UK-II. Initial results from pilot-escale maturation ponds, reedbed chanel and rock filters. In: 5th *IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds*. Auckland, NZ. 2002.

KIMWAGA, R. J., MASHAURI, D. A., MBWETTE, T. S. A., KATIMA, J. H. Y., JORGENSEN, S. E. Use of coupled dynamic roughing filters and subsurface horizontal flow constructed wetland system as appropriate technology for upgrading waste stabilisation ponds effluents in Tanzania. *Physics and Chemistry of the Earth*, v.29, pp. 1243-1251. 2004.

MACEDO, R.G.C. *Tratamento e Valorização de Dejetos da Suinocultura Através de Processo Anaeróbico – Operação e Avaliação de Diversos Reatores em escala Real*. Florianópolis. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 206p. 2007.

MANCUSO, P.C.S. e SANTOS, H.F. *Reúso de Água*. Barueri, SP: Manole,. 579p. 2003.

MARA, D. D.; PEARSON, H. Artificial freshwater environmental: waste stabilization ponds. *Biotechnology*, v. 8, p. 177-206, 1986.

MARTINEZ, J. Solepur: a soil treatment process for pig slurry with subsequent denitrification of drainage water. *J. Eng. Res.* 66, 51–62. 1997

MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 206p. 1997.

MEDRI, W; COSTA, R. H. R; PERDOMO, C. C. Estudo econômico preliminar de sistema de tratamento: lagoas anaeróbia e facultativas para dejetos de suínos. In: 25º *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS*, México, D. F. v. 1, 288–395p. 1996.

MELCER, H., EVANS, B., NUTT S. G. and HO A. Upgrading effluent quality for lagoon-based systems. *Wat.Sci.Tech.*, v. 31, n. 12, pp. 379-387. 1995.

MELO, H. N. S., MIRANDA, R. J. A., ANDRADE NETO, C. O. e LUCAS FILHO, M. Salinização no pós-tratamento de esgotos por disposição controlada no solo. In: *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios –Coletânea de Artigos Técnicos - volume II – PROSAB*. 2001

MIDDLEBROOKS, E. J. Upgrading pond effluents: an overview. *Wat.Sci.Tech.*, v. 31, n. 12, pp. 353-368. 1995.

MONTEIRO, L.W.S. *Avaliação do Desempenho de Dois Sistemas em Escala Real Para o Manejo dos Dejetos Suínos: Lagoa de armazenamento comparada com biodigestor seguido de lagoa de armazenamento*. Florianópolis. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 128 p. 2005.

NUSCH, E.A. Comparison of diferent methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Stuttgart*, 14:14 – 36. 1980.

OLIVEIRA, J.L.R.; ARAUJO, I.S.; BELLI F^o, P.; COSTA, R.H.R. Separação de fases sólido-líquido de dejetos de suínos. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 18-23 de Setembro, Campo Grande, MS. 2005.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord) et al. *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia, SC. EMBRAPA – CNPSA, doc. 27, 188p. 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos. In: *Instalações e manejo para suinocultura empresarial*. São Paulo, Ed. Ícone, pp.63-93. 1997.

OLIVEIRA, P. J. P. *Tratamento secundário e terciário de dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa algal, aerada e maturação*. Florianópolis. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 139p. 2002.

OLIVEIRA, R. A., CAMPELO, P.L.G., MATOS, A. T., MARTINEZ, M. A. e CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, DEAg/UFPB v.4, n.2, p.263-267. 2000.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment. In: *Micro-algal biotechnology*. ED. Borowitzka & Borowitzka, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, p. 305-328. 1988.

PICOT, B., ANDRIANARISON, T., GOSSELIN, J.P. and BRISSAUD, F. Twenty years' monitoring of Mèze stabilisation ponds: part I – removal of organic matter and nutrients. *Wat.Sci.Tech.*, v. 51, n. 12, pp. 17-22. 2005.

PO, M., KAERCHER, J.D., NANCARROW, B.E. Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. Report to Australian Urban Water Conservation and Reuse Research Program. 2003.

RICH, L. G. and WAHLBERG, E.J. Performance of lagoon intermittent sand filter systems. *Research J. Water Pollution Control Fed.* 62, 697-699. 1990

SAIDAM, M. Y., RAMADAN, S. A., BUTLER, D. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. *Wat.Sci.Tech.*, v. 31, n. 12, pp. 369-378. 1995.

SCHMIDT, J.R.A. *Filtro de Pedras Como Polimento de Sistema de Lagoas de Estabilização Para Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário*. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) em Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC. 58p. 2007.

SEVRIN-REYSSAC, J.; LA NOÛE, J. ; PROULX, D. Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Lavoisier, Paris : *Technique & Documentation*, 18p. 1995.

SEZERINO, P.H., GOTARDO, J.T., MURAOKA, R., PHILIPPI, L.S., LAPOLLI, F.R. Filtro de pedra como pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Campo Grande, MS. 2005.

SEZERINO, P. H. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. 171p. 2006.

SILVA, F. C. M. *Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada*. Florianópolis. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 115p. 1996.

STATSOFT, Inc. *Statistic: data analysis software system*. Version 6.0. www.statsoft.com. 2001.

SURINKUL, N. and POLPRASERT, C. Ammonia removal from septage with integrated constructed wetlands and rock filter beds system. In: *5th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds*. Auckland, NZ. 2002.

TOZE, S. Reuse of effluent water: benefits and risks. *Agricultural Water Management*, V. 80, pp 147–159. 2006.

TRUAX, D.D. and SHINDALA A. A filtration technique for algal removal from lagoon effluents. *Water Environment Research*, v. 66, n 7, pp 894-898. 1994.

UEHARA, M.Y., VIDAL, W.L. *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo: CETESB – Série Manuais. 91p. 1989.

UNITED NATIONS. Water for Industrial Use. In: *Economic and Social Council, Report E/3058STECA/50*, United Nations, New York. 1958.

USEPA. Design manual: onsite wastewater treatment and disposal systems. *EPA Report no. 625/1-80-012*. Cincinnati, OH, USA. 1980.

VAN BUUREN, J. C. L., ABUSAM, A., ZEEMAN, G. and LETTINGA, G. Primary effluent filtration in small-scale installations. *Wat.Sci.Tech.*, v. 39, n. 5, pp. 195-202. 1999.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. v.3. *Lagoas de Estabilização*. 2ª. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, v. 1. 196 p. 2002.

VON SPERLING, M., ANDRADA, J.G.B. and MELO JÚNIOR, W.R. Coarse filters for pond effluent polishing: comparison of loading rates and grain sizes. *Wat.Sci.Tech.*, v. 55, n. 11, pp. 121-126. 2007.

YANG, P.Y., KHAN, E., GAN, E., PAQUIN, D. and LIANG, T. A prototype small swine waste treatment for land limited and tropical application. *Wat.Sci.Tech.*, v. 35, n. 6, pp. 145-152. 1997

ZAMBERLAN, J.F. *Caracterização de águas de reservatórios superficiais para uso em microirrigação*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Santa Maria, RS. 88p. 2007

ZANOTELLI, C. T. *Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos*. Tese, UFSC, Florianópolis, SC, 162p. 2002.

APÊNDICES

Resultados do Filtro de Areia

Tabela A1. Resultados de pH do Filtro de Areia

pH		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	8,29	8,13
10/5/2006	8,21	8,31
17/5/2006	8,22	8,21
24/5/2006	8,16	8,3
31/5/2006	8,17	8,3
7/6/2006	8,39	8,54
21/6/2006	8,56	8,65
28/6/2006	8,22	8,33
6/7/2006	8,50	8,14
13/7/2006	8,45	8,53
19/7/2006	8,10	8,21
26/7/2006	8,24	8,28
2/8/2006	8,19	8,35
9/8/2006	8,56	8,61
16/8/2006	8,78	8,72

Tabela A2. Resultados de Temperatura do Filtro de Areia

TEMPERATURA (°C)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	19,6	19,3
10/5/2006	15,9	16
17/5/2006	21,3	20,1
24/5/2006	16,2	16,8
31/5/2006	17,3	18,5
7/6/2006	18,9	22,2
21/6/2006	16,3	17,5
28/6/2006	16,5	17,2
6/7/2006	17,7	21,1
13/7/2006	22,4	23,1
19/7/2006	18,2	21,2
26/7/2006	18,1	18,4
2/8/2006	14,7	15,4
9/8/2006	19,80	21,70
16/8/2006	15,20	15,40

Tabela A3. Resultados de OD do Filtro de Areia

OD (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	0,00	0,00
10/5/2006	0,00	0,00
17/5/2006	0,00	0,00
24/5/2006	0,00	0,00
31/5/2006	0,00	0,00
7/6/2006	0,00	1,53
21/6/2006	0,00	0,00
28/6/2006	0,00	0,00
6/7/2006	0,00	1,26
13/7/2006	11,46	7,33
19/7/2006	0,00	0,00
26/7/2006	0,00	0,00
2/8/2006	0,00	1,16
9/8/2006	0,00	0,95
16/8/2006	0,00	0,83

Tabela A4. Resultados de DBO_{5t} do Filtro de Areia

DBO_{5t} (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	396	365
10/5/2006	435	539
17/5/2006	578	570
24/5/2006	1072	868
31/5/2006	1056	1026
7/6/2006	458	290
21/6/2006	1030	864
28/6/2006	772	880
6/7/2006	864	856
13/7/2006	978	948
19/7/2006	146	106
26/7/2006	854	792
2/8/2006	1018	914
9/8/2006	790	716
16/8/2006	674	268

Tabela A5. Resultados de DQOt do Filtro de Areia

DQOt (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	950	963
10/5/2006	958	960
17/5/2006	963	994
24/5/2006	907	901
31/5/2006	913	908
7/6/2006	1015	991
21/6/2006	998	994
28/6/2006	969	979
6/7/2006	1003	977
13/7/2006	965	981
19/7/2006	948	945
26/7/2006	983	996
2/8/2006	1014	1040
9/8/2006	1020	1013
16/8/2006	980	559

Tabela A6. Resultados de N-NH₃ do Filtro de Areia

N-NH₃ (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	554	554
10/5/2006	538	482
17/5/2006	543	577
24/5/2006	661	633
31/5/2006	678	594
7/6/2006	790	778
21/6/2006	767	717
28/6/2006	823	790
6/7/2006	806	818
13/7/2006	801	784
19/7/2006	823	818
26/7/2006	1036	941
2/8/2006	902	829
9/8/2006	890	879
16/8/2006	801	280

Tabela A7. Resultados de NTK do Filtro de Areia

NTK (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	728	627
10/5/2006	851	806
17/5/2006	739	818
24/5/2006	974	930
31/5/2006	986	941
7/6/2006	1120	1053
21/6/2006	1120	1053
28/6/2006	1355	1221
6/7/2006	1232	1232
13/7/2006	1224	1400
19/7/2006	1400	1266
26/7/2006	1456	1691
2/8/2006	1288	1288
9/8/2006	1131	2318
16/8/2006	885	526

Tabela A8. Resultados de SST do Filtro de Areia

SST (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	535	170
10/5/2006	40	270
17/5/2006	150	320
24/5/2006	750	180
31/5/2006*	405	-225
7/6/2006*	115	-20
21/6/2006	285	60
28/6/2006*	345	-290
6/7/2006*	300	-75
13/7/2006	1155	200
19/7/2006	985	1560
26/7/2006*	505	-80
2/8/2006*	450	-140
9/8/2006*	775	-50
16/8/2006*	485	-135

* Dados descartados

Tabela A9. Resultados de Clorofila *a* do Filtro de Areia

CLOROFILA <i>a</i> (µg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	363	307
10/5/2006	307	279
17/5/2006	139	112
24/5/2006	112	84
31/5/2006	84	84
7/6/2006	139	84
21/6/2006	56	56
28/6/2006	56	28
6/7/2006	112	84
13/7/2006	84	28
19/7/2006	139	84
26/7/2006	28	56
2/8/2006	117	84
9/8/2006	279	28
16/8/2006	56	56

Tabela A10. Resultados de Turbidez do Filtro de Areia

TURBIDEZ (NTU)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	502	325
10/5/2006	515	459
17/5/2006	513	286
24/5/2006	567	378
31/5/2006	637	510
7/6/2006	529	409
21/6/2006	538	501
28/6/2006	520	361
6/7/2006	455	366
13/7/2006	453	404
19/7/2006	502	481
26/7/2006	722	516
2/8/2006	428	284
9/8/2006	500	287
16/8/2006	382	105

Tabela A11. Resultados de Fósforo Total do Filtro de Areia

FOSFORO TOTAL (mg/L)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	143	106
10/5/2006	149	105
17/5/2006	150	120
24/5/2006	161	113
31/5/2006	140	111
7/6/2006	144	150
21/6/2006	195	199
28/6/2006	124	122
6/7/2006	98	108
13/7/2006	131	128
19/7/2006	121	129
26/7/2006	196	190
2/8/2006	160	121
9/8/2006	175	129
16/8/2006	181	71

Tabela A12. Resultados de E.Coli do Filtro de Areia

E.COLI (NMP/100mL)		
DATA	EFA	SFA
3/5/2006	72.700	34.480
10/5/2006	129.800	129.800
17/5/2006	200.500	200.500
24/5/2006	144.500	78.200
31/5/2006	129.800	65.900
7/6/2006	88.500	42.900
21/6/2006	78.200	144.500
28/6/2006	165.200	94.500
6/7/2006	118.400	88.500
13/7/2006	101.300	129.300
19/7/2006	165.200	200.500
26/7/2006	200.500	200.500
2/8/2006	59.100	45.300
9/8/2006	200.500	62.400
16/8/2006	165.200	200.500

Resultados do Filtro de Pedras

Tabela A13. Resultados de pH do Filtro de Pedras

DATA	pH	
	EFP	SFP
9/11/2005	7,95	8,12
16/11/2005	8,03	8,14
23/11/2005	8,62	7,98
30/11/2005	8,43	7,68
7/12/2005	8,34	8,06
14/12/2005	8,47	7,89
18/1/2006	8,38	7,99
25/1/2006	7,88	7,92
1/2/2006	7,73	7,56
8/2/2006	7,64	7,63
15/2/2006	9,06	7,95
2/3/2006	8,57	7,86
8/3/2006	7,95	8,12
15/3/2006	8,23	8,23
29/3/2006	8,59	8,40
5/4/2006	8,38	8,26
13/4/2006	8,20	8,27
18/4/2006	8,74	8,60
25/4/2006	8,95	8,29
10/5/2006	8,37	8,43
17/5/2006	8,15	8,32
24/5/2006	8,32	8,24
31/5/2006	8,15	8,30
7/6/2006	8,29	8,39
21/6/2006	8,50	8,69
28/6/2006	8,53	8,41
6/7/2006	8,50	8,62
13/7/2006	8,59	8,50
19/7/2006	8,17	8,26
26/7/2006	8,56	8,64
2/8/2006	8,66	8,67
9/8/2006	8,45	8,55
16/8/2006	8,85	8,83

Tabela A14. Resultados de Temperatura do Filtro de Pderas

TEMPERATURA (°C)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	17,7	17,7
16/11/2005	22,5	24,1
23/11/2005	24,8	23,3
30/11/2005	23,7	28
7/12/2005	21,4	21,5
14/12/2005	22,6	25,3
18/1/2006	21,20	20,90
25/1/2006	26,50	25,30
1/2/2006	27,40	27,60
8/2/2006	23,80	23,60
15/2/2006	27,70	29,20
2/3/2006	29,00	29,30
8/3/2006	26,70	27,10
15/3/2006	25,70	25,60
29/3/2006	21,80	22,30
5/4/2006	24,00	24,10
13/4/2006	23,40	23,40
18/4/2006	19,80	20,60
25/4/2006	26,40	22,90
10/5/2006	15,90	16,80
17/5/2006	21,20	23,80
24/5/2006	17,50	18,40
31/5/2006	18,20	19,70
7/6/2006	21,80	25,30
21/6/2006	17,40	19,50
28/6/2006	18,70	21,00
6/7/2006	20,90	26,20
13/7/2006	25,50	26,40
19/7/2006	19,10	19,50
26/7/2006	18,10	18,10
2/8/2006	16,40	16,60
9/8/2006	19,90	20,30
16/8/2006	15,40	15,40

Tabela A15. Resultados de OD do Filtro de Pedras

OD (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	0,00	3,38
16/11/2005	0,00	2,97
23/11/2005	3,72	2,11
30/11/2005	1,23	0,00
7/12/2005	0,00	0,00
14/12/2005	0,00	0,00
18/1/2006	2,80	3,78
25/1/2006	0,00	0,00
1/2/2006	0,00	2,08
8/2/2006	0,46	0,00
15/2/2006	11,86	2,52
2/3/2006	8,42	2,44
8/3/2006	2,15	1,04
15/3/2006	3,83	2,66
29/3/2006	9,52	8,04
5/4/2006	0,82	1,62
13/4/2006	0,00	0,00
18/4/2006	5,74	5,40
25/4/2006	8,45	4,73
10/5/2006	2,06	3,76
17/5/2006	0,00	2,33
24/5/2006	0,00	1,68
31/5/2006	0,00	0,00
7/6/2006	0,00	0,00
21/6/2006	0,00	1,08
28/6/2006	1,44	0,00
6/7/2006	0,00	3,04
13/7/2006	0,87	2,97
19/7/2006	0,00	0,00
26/7/2006	0,00	0,00
2/8/2006	0,00	0,00
9/8/2006	0,00	0,00
16/8/2006	0,00	0,00

Tabela A16. Resultados de DBO_5t do Filtro de Pedras

DBO_5t (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	239	427
16/11/2005	388	574
23/11/2005	446	-
30/11/2005	219	-
7/12/2005	433	-
14/12/2005	474	-
18/1/2006	357	-
25/1/2006	259	-
1/2/2006	253	188
8/2/2006	212	-
15/2/2006	330	142
2/3/2006	203	180
8/3/2006	210	85
15/3/2006	244	341
29/3/2006	329	332
5/4/2006	260	526
13/4/2006	247	162
18/4/2006	323	428
25/4/2006	162	423
10/5/2006	165	255
17/5/2006	469	263
24/5/2006	518	190
31/5/2006	532	456
7/6/2006	540	314
21/6/2006	652	388
28/6/2006	502	540
6/7/2006	686	242
13/7/2006	630	310
19/7/2006	516	560
26/7/2006	818	754
2/8/2006	574	334
9/8/2006	664	626
16/8/2006	516	464

Tabela A17. Resultados de DQOt do Filtro de Pedras

DQOt (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	718	640
16/11/2005	898	726
23/11/2005	878	717
30/11/2005	814	784
7/12/2005	963	737
14/12/2005	885	910
18/1/2006	939	881
25/1/2006	927	879
1/2/2006	970	898
8/2/2006	982	910
15/2/2006	977	508
2/3/2006	1045	436
8/3/2006	278	147
15/3/2006	752	991
29/3/2006	778	727
5/4/2006	885	797
13/4/2006	1023	905
18/4/2006	839	729
25/4/2006	813	635
10/5/2006	923	900
17/5/2006	971	909
24/5/2006	898	690
31/5/2006	900	911
7/6/2006	976	979
21/6/2006	988	970
28/6/2006	955	976
6/7/2006	975	988
13/7/2006	981	950
19/7/2006	918	974
26/7/2006	985	971
2/8/2006	1006	1010
9/8/2006	990	971
16/8/2006	985	947

Tabela A18. Resultados de N-NH₃ do Filtro de Pedras

N-NH ₃ (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	179	157
16/11/2005	207	151
23/11/2005	162	151
30/11/2005	157	157
7/12/2005	151	134
14/12/2005	118	129
18/1/2006	73	62
25/1/2006	207	196
1/2/2006	269	230
8/2/2006	207	202
15/2/2006	202	196
2/3/2006	90	78
8/3/2006	67	50
15/3/2006	151	134
29/3/2006	202	202
5/4/2006	297	207
13/4/2006	314	314
18/4/2006	274	241
25/4/2006	224	179
10/5/2006	162	151
17/5/2006	381	302
24/5/2006	319	280
31/5/2006	409	409
7/6/2006	403	398
21/6/2006	504	465
28/6/2006	358	493
6/7/2006	504	437
13/7/2006	414	392
19/7/2006	599	543
26/7/2006	661	627
2/8/2006	252	319
9/8/2006	666	700
16/8/2006	437	470

Tabela A19. Resultados de NTK do Filtro de Pedras

NTK (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	246	314
16/11/2005	392	302
23/11/2005	319	291
30/11/2005	246	280
7/12/2005	314	347
14/12/2005	414	381
18/1/2006	235	246
25/1/2006	358	336
1/2/2006	392	358
8/2/2006	179	162
15/2/2006	101	168
2/3/2006	84	140
8/3/2006	140	78
15/3/2006	45	146
29/3/2006	151	168
5/4/2006	168	168
13/4/2006	202	174
18/4/2006	174	162
25/4/2006	202	185
10/5/2006	151	174
17/5/2006	291	274
24/5/2006	308	263
31/5/2006	353	353
7/6/2006	414	314
21/6/2006	487	403
28/6/2006	342	437
6/7/2006	448	414
13/7/2006	498	392
19/7/2006	504	532
26/7/2006	392	403
2/8/2006	252	263
9/8/2006	504	336
16/8/2006	717	386

Tabela A20. Resultados de SST do Filtro de Pedras

SST (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005*	30	-215
16/11/2005*	-160	330
23/11/2005*	-620	418
30/11/2005	145	505
7/12/2005	295	415
14/12/2005	930	1145
18/1/2006	715	375
25/1/2006	490	180
1/2/2006	550	595
8/2/2006	950	155
15/2/2006	110	30
2/3/2006	445	200
8/3/2006*	-465	1030
15/3/2006*	-315	590
29/3/2006	1085	260
5/4/2006	650	35
13/4/2006	260	475
18/4/2006	40	140
25/4/2006	255	60
10/5/2006	295	465
17/5/2006*	-105	490
24/5/2006	70	5
31/5/2006*	-415	355
7/6/2006*	-115	-170
21/6/2006*	-50	55
28/6/2006	35	185
6/7/2006	125	245
13/7/2006*	-645	935
19/7/2006	1175	745
26/7/2006*	-270	305
2/8/2006	330	550
9/8/2006	225	145
16/8/2006	50	245

* Dados descartados

Tabela A21. Resultados de Clorofila *a* do Filtro de Pedras

CLOROFILA <i>a</i> (µg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	474	391
16/11/2005	335	28
23/11/2005	1786	195
30/11/2005	139	167
7/12/2005	697	446
14/12/2005	-	-
18/1/2006	1172	837
25/1/2006	725	1228
1/2/2006	418	229
8/2/2006	1172	446
15/2/2006	312	346
2/3/2006	446	391
8/3/2006	84	84
15/3/2006	223	139
29/3/2006	195	195
5/4/2006	167	195
13/4/2006	446	223
18/4/2006	251	195
25/4/2006	391	335
10/5/2006	502	363
17/5/2006	223	195
24/5/2006	307	139
31/5/2006	167	139
7/6/2006	195	112
21/6/2006	307	139
28/6/2006	307	84
6/7/2006	112	112
13/7/2006	167	167
19/7/2006	223	167
26/7/2006	139	112
2/8/2006	642	642
9/8/2006	84	84
16/8/2006	139	56

Tabela A22. Resultados de Turbidez do Filtro de Pedras

TURBIDEZ (NTU)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	-	-
16/11/2005	-	-
23/11/2005	-	-
30/11/2005	-	-
7/12/2005	-	-
14/12/2005	-	-
18/1/2006	-	-
25/1/2006	-	-
1/2/2006	243	196
8/2/2006	-	-
15/2/2006	-	-
2/3/2006	-	-
8/3/2006	-	-
15/3/2006	194	136
29/3/2006	192	199
5/4/2006	225	212
13/4/2006	310	209
18/4/2006	199	166
25/4/2006	204	193
10/5/2006	224	222
17/5/2006	422	316
24/5/2006	368	172
31/5/2006	388	333
7/6/2006	425	333
21/6/2006	419	293
28/6/2006	394	342
6/7/2006	427	304
13/7/2006	369	280
19/7/2006	324	301
26/7/2006	521	508
2/8/2006	452	272
9/8/2006	465	396
16/8/2006	393	373

Tabela A23. Resultados de Fósforo Total do Filtro de Pedras

FOSFORO TOTAL (mg/L)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	27	46
16/11/2005	56	52
23/11/2005	21	0
30/11/2005	73	30
7/12/2005	28	34
14/12/2005	91	81
18/1/2006	56	44
25/1/2006	59	59
1/2/2006	63	68
8/2/2006	60	65
15/2/2006	157	92
2/3/2006	110	47
8/3/2006	104	23
15/3/2006	69	39
29/3/2006	56	54
5/4/2006	120	133
13/4/2006	63	150
18/4/2006	143	107
25/4/2006	119	110
10/5/2006	260	69
17/5/2006	144	160
24/5/2006	129	68
31/5/2006	103	114
7/6/2006	156	89
21/6/2006	113	142
28/6/2006	112	107
6/7/2006	119	79
13/7/2006	81	102
19/7/2006	108	82
26/7/2006	145	146
2/8/2006	105	162
9/8/2006	94	139
16/8/2006	144	120

Tabela A24. Resultados de E.Coli do Filtro de Pedras

E.COLI (NMP/100mL)		
DATA	EFP	SFP
9/11/2005	4.640	2.130
16/11/2005	4.410	1.100
23/11/2005	-	-
30/11/2005	20.840	18.820
7/12/2005	8.160	3.180
14/12/2005	2.950	3.180
18/1/2006	3.070	7.980
25/1/2006	38.730	26.130
1/2/2006	7.030	8.200
8/2/2006	3.840	4.870
15/2/2006	1.080	200
2/3/2006	200	200
8/3/2006	860	0
15/3/2006	510	0
29/3/2006	120.330	81.640
5/4/2006	64.880	34.440
13/4/2006	3.010	3.360
18/4/2006	4.880	4.410
25/4/2006	1.600	740
10/5/2006	4.200	8.700
17/5/2006	65.900	45.300
24/5/2006	22.200	11.100
31/5/2006	34.400	34.400
7/6/2006	19.200	12.400
21/6/2006	9.900	19.200
28/6/2006	9.900	17.800
6/7/2006	38.400	3.100
13/7/2006	30.600	4.200
19/7/2006	30.600	27.100
26/7/2006	165.200	200.500
2/8/2006	20.700	0
9/8/2006	65.900	56.000
16/8/2006	30.600	34.400